



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien des avis scientifiques (SCAS)

Document de recherche 2025/024

Région du Pacifique

Ampleur et étendue de l'égaréement du saumon chinook d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique

Weil, J.¹, Luedke, W.², Healy, T.M.², Withler, R.E.², Brown, N.A.W.³, Bokvist, J.³, Porszt, E.²

¹ Pêches et Océans Canada
Administration régionale
401, rue Burrard
Vancouver (Colombie-Britannique) V6C 3S4

² Pêches et Océans Canada
Station biologique du Pacifique
3190, chemin Hammond Bay
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9T 6N7

³ Pêches et Océans Canada
Division de la côte sud
65, rue Front
Nanaimo (Colombie-Britannique) V9R 5H9

Avant-propos

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

Publié par :

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

[http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/
DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca](http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/DFO.CSAS-SCAS.MPO@dfo-mpo.gc.ca)



© Sa Majesté le Roi du chef du Canada, représenté par le ministre du
ministère des Pêches et des Océans, 2025

Ce rapport est publié sous la [Licence du gouvernement ouvert – Canada](#)

ISSN 2292-4272

ISBN 978-0-660-76761-1 N° cat. Fs70-5/2025-024F-PDF

La présente publication doit être citée comme suit :

Weil, J., Luedke, W., Healy, T.M., Withler, R.E., Brown, N.A.W., Bokvist, J. et Porszt, E. 2025. Ampleur et étendue de l'égaré du saumon chinook d'écluse dans le sud de la Colombie-Britannique. Secr. can. des avis sci. du MPO. Doc. de rech. 2025/024. xxii + 261 p.

Also available in English :

Weil, J., Luedke, W., Healy, T.M., Withler, R.E., Brown, N.A.W., Bokvist, J., and Porszt, E. 2025. The Magnitude and Extent of Chinook Straying from Hatcheries in Southern British Columbia. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2025/024. xviii + 238 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ.....	xxii
1. INTRODUCTION	1
1.1. CONTEXTE.....	1
1.2. EXAMEN DES TAUX D'ÉGAREMENT CHEZ LE SAUMON DU PACIFIQUE	2
1.3. PROGRAMMES D'ÉCLOSERIE DANS LE SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE.....	4
2. DÉFINITION DE L'ÉGAREMENT CHEZ LE SAUMON CHINOOK D'ÉCLOSERIE	4
3. DONNÉES ET MÉTHODES	5
3.1. SOURCE DE DONNÉES	5
3.1.1. Données sur l'abondance des reproducteurs	6
3.1.2. Données des échantillons	7
3.1.3. Données des marques d'écloserie	8
3.1.4. Micromarques magnétisées codées	9
3.1.5. Marques thermiques sur les otolithes	10
3.1.6. Génétique.....	11
3.2. MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'ÉGAREMENT	11
3.2.1. Calcul des taux et de l'ampleur de l'égarement des poissons des rivières donneuses	13
3.2.2. Calcul de la contribution des poissons d'écloserie égarés à la fraie naturelle dans les rivières réceptrices	14
3.2.3. Un point de référence pour la contribution des poissons d'écloserie égarés aux rivières réceptrices	16
4. RÉSULTATS.....	17
4.1. TAUX D'ÉGAREMENT DES POISSONS DES RIVIÈRES DONNEUSES ET AMPLEUR DE L'ÉGAREMENT DANS LE SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE.....	17
4.1.1. Taux d'égarement des poissons des rivières donneuses dans des rivières non natales.....	17
4.1.2. Ampleur de l'égarement des poissons des rivières donneuses	18
4.1.3. Taux d'égarement des poissons des rivières donneuses dans d'autres unités de conservation.....	20
4.1.4. Taux d'égarement des poissons des rivières donneuses dans d'autres unités de gestion des stocks.....	21
4.2. RIVIÈRES RÉCEPTRICES : CONTRIBUTION DES POISSONS D'ÉCLOSERIE ÉGARÉS AUX GÉNITEURS DANS LE SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE.....	28
4.2.1. $pGÉF_{\text{égaré}}$	28
4.2.2. $pGÉF_{\text{égaré}}$ dans des rivières hors de l'UC d'origine	33
4.2.3. INP	34
4.3. ÉVALUATION GÉNÉTIQUE DU SAUMON CHINOOK ÉGARÉ SUR LA COIV	39
4.4. FACTEURS INFLUENÇANT LE TAUX D'ÉGAREMENT DES POISSONS DES RIVIÈRES DONNEUSES.....	42
5. SOURCES D'INCERTITUDE ET DE BIAIS.....	46

6. SOMMAIRE ET DISCUSSION	50
7. TENDANCES PAR ÉCLOSERIE ET PAR STOCK, PAR RÉGION GÉOGRAPHIQUE	55
7.1. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DE LA COIV	56
7.1.1. Unité de conservation : CK-33 – Ouest de l’île de Vancouver-Nord	56
7.1.2. Unité de conservation : CK-32 – Ouest de l’île de Vancouver-baies Nootka et Kyuquot	57
7.1.3. Unité de conservation : CK-31 – Ouest de l’île de Vancouver-Sud	72
7.2. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU BAS DU DÉTROIT DE GÉORGIE	92
7.2.1. Unité de conservation : CK-22 – Est de l’île de Vancouver-Cowichan et Koksilah ...	92
7.2.2. Unité de conservation : CK-25 – Est de l’île de Vancouver-Nanaimo et Chemainus	96
7.3. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU CENTRE DU DÉTROIT DE GÉORGIE	98
7.3.1. Unité de conservation : CK-20 – Sud de la partie continentale-détroit de Géorgie ...	98
7.3.2. Unité de conservation : CK-27 – Est de l’île de Vancouver-Qualicum et Puntledge	102
7.3.3. Unité de conservation : CK-83 – Est de l’île de Vancouver-détroit de Géorgie	108
7.4. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DES BRAS DE MER CONTINENTAUX	113
7.4.1. Unité de conservation : CK-28 – Sud de la partie continentale-fjords du sud	113
7.5. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU HAUT DU DÉTROIT DE GÉORGIE	115
7.5.1. Unité de conservation : CK-29 – Est de l’île de Vancouver-Nord	115
7.6. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 4 ₁ À MONTAISON AUTOMNALE	120
7.6.1. Unité de conservation : CK-03 – Bas Fraser-Montaison automnale	120
7.6.2. Unité de conservation : CK-9006 – Supplément entre UC du Fraser	123
7.6.3. Unité de conservation : CK-9008 – Transplants à montaison automnale Fraser- Harrison	123
7.7. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 4 ₂ À MONTAISON PRINTANIÈRE	127
7.7.1. Unité de conservation : CK-17 – Basse Thompson	127
7.8. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 4 ₁ À MONTAISON ESTIVALE	129
7.8.1. Unité de conservation : CK-15 – Rivière Shuswap	129
7.8.2. Unité de conservation : CK-07 – Marécage Maria	132
7.9. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 5 ₂ À MONTAISON ESTIVALE	134
7.9.1. Unité de conservation : CK-14 – Thompson Sud-montaison estivale (1.3)	134
8. REMERCIEMENTS	136
9. RÉFÉRENCES CITÉES	136
APPENDIX A. DÉFINITION DES TERMES ET DES BASES DE DONNÉES	142

APPENDIX B. UNITÉS DE CONSERVATION EN COLOMBIE-BRITANNIQUE.....	146
APPENDIX C. ÉCHANTILLONNAGE DES ÉCHAPPÉES, MÉTHODES DE MARQUAGE ET QUALITÉ DES DONNÉES	149
C.1. QUALITÉ DES DONNÉES SUR LES ESTIMATIONS DES GÉNITEURS	149
C.2. TYPES D'ÉCHANTILLONNAGE DES ÉCHAPPÉES DANS LE SUD DE LA COLOMBIE- BRITANNIQUE.....	153
C.3. MARQUAGE DES CHINOOKS DANS LES ÉCLOSERIES DU SUD DE LA COLOMBIE- BRITANNIQUE.....	156
C.4. MARQUAGE FONDÉ SUR LA FILIATION	157
APPENDIX D. TABLEAUX DE L'ÉGAREMENT DES POISSONS DES RIVIÈRES DONNEUSES	159
APPENDIX E. CONTRIBUTION ANNUELLE DES POISSONS ÉGARÉS ET D'ÉCLOSERIE À LA RIVIÈRE RÉCEPTRICE	190
APPENDIX F. ÉTUDE DU BIAIS DANS LES MMC ET LES MARQUES THERMIQUES	255

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 3.1. Tiré de Withler et al. (2018); désignations des différentes populations de saumons dont le degré d'influence des programmes d'écloserie intégrés varie. Remarque : L'INP indiquée dans Withler et al. (2018) a été calculée à l'aide de $pG\acute{E}F_{eff}$, tandis que nous avons calculé l'INP à l'aide de $pG\acute{E}F_{d\acute{e}nombrement}$ (décrit à la section 3.1.7). La colonne pSAUVAGE montre les proportions prévues de poissons sauvages définis par la PSS dans la population reproductrice.	12
Tableau 4.1. Taux annuels moyens d'égarément des poissons des rivières donneuses (TE) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique qui remonte dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique, estimés à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées ou des marques thermiques. Le nombre et la plage d'années utilisés dans les calculs (n) et l'écart-type (ET) des estimations sont indiqués. *Les estimations entre parenthèses pour la rivière Conuma et le ruisseau Robertson représentent les taux d'égarément moyens pour la population calculés en utilisant l'abondance terminale pour mettre à l'échelle les récupérations de poissons d'écloserie au lieu de l'échappée seule.	23
Tableau 4.2. Taux annuels moyens d'égarément des poissons des rivières donneuses hors de l'UC (TE_{HUC}) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique qui remonte dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique, estimés à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées ou des marques thermiques. Le nombre et la plage d'années utilisés dans les calculs (n) et l'écart-type (ET) des estimations sont indiqués. *Les estimations entre parenthèses pour la rivière Conuma et le ruisseau Robertson représentent les taux d'égarément moyens pour la population calculés en utilisant l'abondance terminale pour mettre à l'échelle les récupérations de poissons d'écloserie au lieu de l'échappée seule.....	24
Tableau 4.3. Ampleur de l'égarément des poissons des rivières donneuses (E_{TOT}) du saumon chinook d'écloserie de type océanique dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique, estimée à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées et des marques thermiques. La moyenne, la plage, l'écart-type (ET), le nombre (n) et la plage d'années utilisées dans les calculs sont indiqués.	25
Tableau 4.4. Ampleur de l'égarément des poissons des rivières donneuses dans des rivières hors de l'UC (E_{HUC}) du saumon chinook d'écloserie de type océanique dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique, estimée à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées et des marques thermiques. La moyenne, la plage, l'écart-type (ET), le nombre (n) et la plage d'années utilisées dans les calculs sont indiqués.	26
Tableau F2. (Tableau 7 du rapport de 2015) Remonte du saumon chinook de l'écloserie du réseau Somass/ruisseau Robertson dans la zone terminale de la COIV en 2015. Remarque : Les poissons d'écloserie sont déterminés par les marques sur les otolithes, l'ADN et les MMC.	260
Tableau F3. (Tableau 8 du rapport de 2015) Remonte des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson porteurs de MMC dans la zone 23 en 2015 (baie Barkley et bras de mer Alberni).....	260
Tableau F4. (Tableau 9 du rapport de 2016) Remonte du saumon chinook de l'écloserie du réseau Somass/ruisseau Robertson dans la zone terminale de la COIV en 2016. Remarque : Les poissons d'écloserie sont déterminés par les marques sur les otolithes, l'ADN et les MMC.	261

Tableau F5. (Tableau 10 du rapport de 2016) Remonte des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson porteurs de MMC dans la zone 23 en 2016 (baie Barkley et bras de mer Alberni).....	261
--	-----

LISTE DES FIGURES

Figure 4.1. Diagramme à cordes du total des récupérations étendues de poissons égarés observées dans le sud de la Colombie-Britannique (à l'aide des données des marques thermiques et des micromarques magnétisées codées) entre 1998 et 2021 pour les réseaux hydrographiques récepteurs. La bande la plus externe présente les rivières donneuses dans le sud de la Colombie-Britannique; la couleur de la bande intérieure correspond à celle du réseau hydrographique récepteur, la direction et l'épaisseur des flèches indiquent le sens et l'ampleur de l'égarément à partir des réseaux hydrographiques donneurs, respectivement. Les rivières donneuses sont réparties entre les rivières de la COIV dans la moitié supérieure, les rivières de la CEIV en bas à droite et les affluents du bassin du Fraser et des bras de mer côtiers en bas à gauche.	19
Figure 4.2. Distance d'égarément à partir des rivières donneuses, estimée à l'aide des récupérations de marques thermiques (non étendues) dans les réseaux hydrographiques de la côte ouest de l'île de Vancouver de 1998 à 2021.	20
Figure 4.3. Carte des récupérations de poissons égarés dans le sud de la Colombie-Britannique dans des réseaux hydrographiques avec des échappées de plus de 500 individus entre 1998 et 2021. Pour chaque éclosérie, les cercles sont mis à l'échelle selon l'ampleur de l'égarément des poissons des rivières donneuses observée à partir de cette installation et l'épaisseur de la flèche est mise à l'échelle selon le nombre de poissons d'éclosérie égarés des populations donneuses dans les populations réceptrices.	22
Figure 4.4. Proportion moyenne (de 1998 à 2021) de reproducteurs remontant dans 49 populations de rivières réceptrices de quatre régions du sud de la Colombie-Britannique. Les barres de différentes couleurs correspondent à l'origine respective des reproducteurs observés : les saumons égarés d'éclosérie (jaune = pGÉF _{égaré} , HUC, vert = pGÉF _{égaré}), les poissons issus d'une éclosérie locale qui remontent dans leur rivière natale (turquoise = pGÉF _{local}) ou les reproducteurs d'origine naturelle déterminés d'après l'absence d'entaille de la nageoire adipeuse, de micromarque magnétisée codée ou de marque thermique sur les otolithes (bleu foncé = pGON).	30
Figure 4.5. Carte thermique des estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) calculées annuellement pour les rivières du sud de la Colombie-Britannique, par unité de conservation (UC) et région géographique pour 41 populations reproductrices. NOIV = Nord-ouest de l'île de Vancouver; SOIV = Sud-ouest de l'île de Vancouver; CEIV/BG = Côte est de l'île de Vancouver/bassin de Géorgie; Fraser = Bassin versant du Fraser.	35
Figure 4.6. Ascendances génétiques des populations de saumons chinooks échantillonnées entre 2013 et 2015 sur la côte ouest de l'île de Vancouver. La taille du secteur du graphique indique la proportion moyenne de l'échantillon déterminée par l'analyse dans STRUCTURE comme provenant d'une ascendance génétique donnée correspondant à la couleur dans la légende.	40
Figure 4.7. La figure du haut montre les résultats de l'analyse STRUCTURE des chinooks géniteurs de la rivière Burman par rapport à ceux de la rivière Conuma de 1986 à 1988 et en 2015. Chaque ligne verticale représente les variantes génétiques dans un reproducteur individuel, les différentes couleurs représentant différentes ascendances génétiques (bleu = ascendance dominante de la rivière Conuma; jaune = ascendance dominante de la rivière Burman). Un dendrogramme du plus proche voisin des échantillons de saumon chinook prélevés dans les rivières Burman et Conuma durant la même période est illustré en dessous.	41

Figure 4.8. La figure du haut est une analyse STRUCTURE des géniteurs du ruisseau Tranquil, de la rivière Cypré, du ruisseau Thornton et du ruisseau Robertson de 1996 à 2015. Chaque ligne verticale représente les variantes génétiques dans un reproducteur individuel, les différentes couleurs représentant différentes ascendances génétiques (vert : ascendance dominante du ruisseau Tranquil/de la rivière Cypré; bleu : ascendance dominante du ruisseau Thornton; rouge : ascendance dominante du ruisseau Robertson). Il convient de noter que le stock de géniteurs original du ruisseau Thornton était une transplantation du ruisseau Robertson, ce qui explique probablement l'ascendance bleue partagée entre ces stocks. Un dendrogramme du plus proche voisin des échantillons de saumon chinook prélevés dans le ruisseau Tranquil, la rivière Cypré et le ruisseau Thornton durant la même période est illustré en dessous.	42
Figure 4.9. Rivière Tahsis à la mi-septembre 2014. Près de 100 % des chinooks revenant dans la rivière Tahsis se trouvaient dans la zone terminale et attendaient de remonter la rivière. Les faibles débits en 2013 et en 2014 ont probablement eu une incidence sur l'égarement dans la baie Nootka. Ce sont deux des trois années au cours desquelles nous avons effectué une analyse génétique pour évaluer la structure de la population.	43
Figure 4.10. Graphique du débit quotidien dans la rivière Gold en 2014, qui est la station de Relevés hydrologiques du Canada la plus proche de la rivière Tahsis. La rivière Gold est alimentée par le lac et est donc protégée contre les débits faibles et élevés, contrairement à la rivière Tahsis et aux autres rivières de la baie Nootka.	44
Figure 7.1. Carte des limites de l'unité de conservation CK-33 (Ouest de l'île de Vancouver-Nord), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	56
Figure 7.2. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Marble entre 2004 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$	57
Figure 7.3. Carte des limites de l'unité de conservation CK-32 (Ouest de l'île de Vancouver-baies Nootka et Kyuquot), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	58
Figure 7.4. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Tahsish entre 2014 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.	59

Figure 7.5. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Kaouk entre 2009 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.60

Figure 7.6. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Artlish entre 2015 et 2016, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.61

Figure 7.7. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Conuma, calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.63

Figure 7.8. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Conuma entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.64

Figure 7.9. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Burman (élevé à l'écloserie de la rivière Conuma), calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.65

Figure 7.10. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Burman entre 2004 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.66

Figure 7.11. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Gold (élevé à l'écloserie de la rivière Conuma), calculées à partir de

la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.67

Figure 7.12. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Gold entre 2005 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$68

Figure 7.13. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Leiner entre 2006 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$69

Figure 7.14. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Tahsis entre 2004 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$70

Figure 7.15. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Sucwoa entre 2005 et 2012, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$71

Figure 7.16. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Tlupana entre 2001 et 2013, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs

d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5. 71

Figure 7.17. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Zeballos entre 2004 et 2009, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. 72

Figure 7.18. Carte des limites de l'unité de conservation CK-31 (Ouest de l'île de Vancouver-Sud), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune. 73

Figure 7.19. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Megin entre 2015 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée. 74

Figure 7.20. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Moyeha entre 2010 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée. 75

Figure 7.21. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Bedwell entre 2014 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5. Comme ce stock

n'est pas marqué thermiquement, aucune estimation de l'INP n'a été calculée pour ce type de marque. 76

Figure 7.22. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Cypre entre 2011 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Comme ce stock n'est pas marqué thermiquement, aucune estimation de l'INP n'a été calculée. 77

Figure 7.23. Origine des géniteurs remontant dans le ruisseau Tranquil entre 2011 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Comme ce stock n'est pas marqué thermiquement lorsqu'il est mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée. 78

Figure 7.24. Origine des géniteurs remontant dans la basse Kennedy entre 2004 et 2018, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée. 78

Figure 7.25. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarement du saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés dans l'ensemble du sud de la Colombie-Britannique. 80

Figure 7.26. Origine des géniteurs remontant dans le ruisseau Robertson/réseau de la rivière Somass entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5. 81

Figure 7.27. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarement du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Nahmint (élevé à l'écloserie du ruisseau Robertson), calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique. 82

Figure 7.28. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nahmint entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 84

Figure 7.29. Tendances temporelles du taux d'égarément et de l'ampleur du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Sarita (élevé à l'écloserie de la rivière Nitinat) à partir des récupérations de marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique. 85

Figure 7.30. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Sarita entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 86

Figure 7.31. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Toquart en 2015 et 2016, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Comme ce stock n'est pas marqué thermiquement, aucune estimation de l'INP n'a été calculée. 87

Figure 7.32. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Nitinat, d'après la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique. 88

Figure 7.33. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nitinat entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 90

Figure 7.34. Origine des géniteurs remontant dans la rivière San Juan en 2015 et 2016, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.91

Figure 7.35. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Sooke entre 2004 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.92

Figure 7.36. Carte des limites de l'unité de conservation CK-22 (Est de l'île de Vancouver-Cowichan et Koksilah), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953.93

Figure 7.37. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Cowichan, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.94

Figure 7.38. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Cowichan entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.95

Figure 7.39. Carte des limites de l'unité de conservation CK-25 (Est de l'île de Vancouver-Nanaimo et Chemainus), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.96

Figure 7.40. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook d'écloserie à montaison d'automne de la rivière Nanaimo dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique, calculées à partir des taux de récupération des MMC entre 1998 et 2008 et des taux de récupération des otolithes marqués thermiquement entre 2009 et

2018. * indique le passage des données sur les MMC aux données sur les marques thermiques.	97
Figure 7.41. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nanaimo (montaison automnale) entre 1998 et 2018, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF _{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF _{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF _{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP _{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.	98
Figure 7.42. Carte des limites de l'unité de conservation CK-20 (Sud de la partie continentale-détroit de Géorgie), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	99
Figure 7.43. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Capilano, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.	101
Figure 7.44. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Capilano entre 1998 et 2018, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF _{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF _{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF _{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP _{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.	102
Figure 7.45. Carte des limites de l'unité de conservation CK-27 (Est de l'île de Vancouver-rivières Qualicum et Puntledge), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	103
Figure 7.46. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Big Qualicum, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.	104
Figure 7.47. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Big Qualicum entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF _{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF _{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF _{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP _{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes,	

respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP $\geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP $< 0,5$ 105

Figure 7.48. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Little Qualicum entre 1998 et 2020, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP $\geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP $< 0,5$ 106

Figure 7.49. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook à montaison automnale de l'écloserie de la rivière Puntledge, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique. 107

Figure 7.50. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Puntledge (montaison automnale) entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP $\geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP $< 0,5$ 108

Figure 7.51. Carte des limites de l'unité de conservation CK-83 (Est de l'île de Vancouver-détroit de Géorgie), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune. *Veuillez noter que sur cette figure, les sites d'échantillonnage sont décrits à l'embouchure de la rivière, mais les frayères sont situées à l'intérieur des terres, dans les limites de l'UC. 109

Figure 7.52. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook d'écloserie à montaison d'été de la rivière Nanaimo dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique, calculées à partir des taux de récupération des MMC entre 1998 et 2005 et des taux de récupération des otolithes marqués thermiquement entre 2008 et 2021. * indique le passage des données sur les MMC aux données sur les marques thermiques. 110

Figure 7.53. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nanaimo (montaison estivale) entre 1998 et 2018, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les

points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 111

Figure 7.54. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook à montaison estivale de l'écloserie de la rivière Puntledge, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique. 112

Figure 7.55. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Puntledge (montaison estivale) entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 113

Figure 7.56. Carte des limites de l'unité de conservation CK-28 (Sud de la partie continentale-fjords du sud), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune. 114

Figure 7.57. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Phillips entre 2008 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 115

Figure 7.58. Carte des limites de l'unité de conservation CK-29 (Est de l'île de Vancouver-Nord), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune. 116

Figure 7.59. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie des rivières Campbell/Quinsam, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique. 117

Figure 7.60. Origine des géniteurs remontant dans les rivières Campbell et Quinsam entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs

locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.	118
Figure 7.61. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Salmon/DJN entre 2006 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.	119
Figure 7.62. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nimpkish entre 2014 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.	120
Figure 7.63. Carte des limites de l'unité de conservation CK-03 (Bas Fraser-Montaison automnale), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	121
Figure 7.64. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Harrison, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.	122
Figure 7.65. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Harrison entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.	123
Figure 7.66. Carte des limites de l'unité de conservation CK-9008 (transplants à montaison automnale Fraser-Harrison), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	124

Figure 7.67. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook à montaison automnale de l'écloserie de la rivière Chilliwack, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique. 125

Figure 7.68. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Chilliwack entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 126

Figure 7.69. Carte des limites de l'unité de conservation CK-17 (basse Thompson), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune. 127

Figure 7.70. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nicola entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 128

Figure 7.71. Carte des limites de l'unité de conservation CK-15 (rivière Shuswap), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune. 130

Figure 7.72. Origine des géniteurs remontant dans la basse Shuswap entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$ 131

Figure 7.73. Origine des géniteurs remontant dans la moyenne Shuswap entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année.

Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$	132
Figure 7.74. Carte des limites de l'unité de conservation CK-07 (marécage Maria), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	133
Figure 7.75. Origine des géniteurs remontant dans le marécage Maria entre 2000 et 2003, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$	134
Figure 7.76. Carte des limites de l'unité de conservation CK-14 (Thompson Sud-Montaison estivale [1.3]), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.	135
Figure 7.77. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Salmon/TMNS entre 1998 et 2012, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$	136

RÉSUMÉ

Le saumon produit en éclosérie offre des avantages socio-économiques importants et, dans certains cas, une valeur sur le plan de la conservation. Cependant, des niveaux élevés de production en éclosérie peuvent aussi créer des risques écologiques et génétiques pour les populations naturelles. Dans le présent rapport, nous nous concentrons sur l'un de ces risques, à savoir l'égaré des saumons chinooks d'éclosérie de type océanique dans des rivières autres que leur rivière natale dans le sud de la Colombie-Britannique.

Nous avons compilé les données tirées des micromarques magnétisées codées (MMC) et du marquage thermique des otolithes pour évaluer l'égaré des chinooks d'éclosérie de première génération. La portée géographique comprenait la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), la côte est de l'île de Vancouver (CEIV) et le fleuve Fraser.

Nous avons tout d'abord examiné les taux d'égaré des « rivières donneuses ». À partir des marques thermiques sur les otolithes, nous avons estimé à environ 4 % le taux moyen d'égaré des « rivières donneuses » quant aux poissons d'éclosérie qui s'égaré dans des cours d'eau non natales. Le taux d'égaré des poissons des rivières donneuses dans des unités de conservation non natales était plus faible, s'établissant à moins de 2 % dans l'ensemble des populations et des années. L'égaré entre les régions géographiques de la COIV et de la CEIV était négligeable. Sur la COIV, le taux d'égaré de l'éclosérie de la rivière Conuma était élevé et a produit la plus grande ampleur de poissons égarés dans d'autres rivières.

Même de faibles taux d'égaré provenant de grandes écloséries peuvent entraîner un croisement important avec des populations non natales, menant à une homogénéisation des populations reproductrices. Nous avons déterminé la contribution des géniteurs égarés d'éclosérie ($pGEF_{\text{égaré}}$) dans l'échappée comme paramètre clé pour évaluer l'impact des saumons égarés d'éclosérie sur les populations d'origine naturelle, et nous avons comparé les valeurs observées à un point de référence de 0,03 proposé pour les populations sauvages dans Withler *et al.* (2018). La valeur moyenne de $pGEF_{\text{égaré}}$ était la plus élevée sur la COIV, la plupart des saumons égarés provenant de l'éclosérie de la rivière Conuma. Des valeurs plus faibles, principalement inférieures au point de référence de 0,03, ont été relevées sur la CEIV et une contribution négligeable des poissons égarés a été observée dans les populations du Fraser.

L'analyse génétique de la composition des populations de 1985 à 2015 a indiqué que la variation génétique dans chacune des trois principales populations d'éclosérie de la COIV est demeurée relativement constante de la fin des années 1980 à 2015 (la dernière année de l'analyse). Il n'en va pas de même pour la plupart des autres populations reproductrices de la COIV. Les populations d'éclosérie ont largement contribué aux géniteurs naturels dans les populations environnantes de la COIV, ce qui s'est traduit par une homogénéisation génétique. Cependant, l'analyse a également montré que la génétique des populations locales est toujours visible dans de nombreux cours d'eau de la COIV, ce qui donne à penser qu'il faudrait passer rapidement à une gestion de l'abondance des poissons d'éclosérie dans un cadre d'influence naturelle proportionnelle (*INP*), notamment en recourant davantage au marquage en masse pour identifier les poissons d'élevage ainsi qu'à des techniques comme l'utilisation d'étiquettes de marquage fondé sur la filiation (ou marquage thermique) pour évaluer et gérer les $pGEF_{\text{égaré}}$.

Il est difficile de différencier l'effet des conditions environnementales de celui des pratiques des écloséries comme facteurs de causalité influençant le taux d'égaré, compte tenu des multiples échelles auxquelles les facteurs environnementaux agissent et du manque de données locales à petite échelle. Les connaissances locales ont souvent apporté des explications logiques pour comprendre les profils de l'égaré. Il est important que les pratiques des écloséries mettent l'accent sur l'imprégnation et l'amélioration du retour à la

frayère. En outre, la surveillance de l'égaré et des conditions environnementales clés doit devenir une pratique régulière, en particulier dans les régions où la mise en valeur par les écloseries est très importante.

Le Hatchery Scientific Review Group (HSRG 2017, 2020), Anderson et ses collaborateurs (2020) et Borgwardt et ses collaborateurs (2018) mentionnent tous la nécessité d'une gestion adaptative et scientifiquement défendable des écloseries, avec une planification annuelle améliorée, des objectifs clairs, de la surveillance, des évaluations et des examens. Nous sommes d'accord avec ce point de vue et fournissons comme point de départ une compilation de données et un profil pour chacune des populations de chinooks et des rivières évaluées. Ces profils comprennent les tendances et les données relatives à l'égaré des poissons des rivières donneuses et aux répercussions sur les rivières réceptrices. Nous espérons que ces profils faciliteront la collecte de connaissances locales et soutiendront les efforts futurs de gestion de la diversité génétique et de l'égaré, une rivière à la fois.

1. INTRODUCTION

1.1. CONTEXTE

L'un des objectifs de la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique est de protéger la diversité génétique du saumon sauvage du Pacifique. La Politique précise que la diversité doit être gérée au niveau de l'unité de conservation (UC), qui sont des regroupements de populations génétiquement et/ou géographiquement distincts.

Les écloséries du Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS) de Pêches et Océans Canada (MPO) produisent plus de 40 millions de chinooks juvéniles destinés à être relâchés chaque année dans le sud de la Colombie-Britannique (au sud du cap Caution), dans le cadre des objectifs de conservation, de rétablissement, de récolte, d'intendance ou d'évaluation. Ces programmes d'écloserie tentent d'équilibrer les avantages importants de la pêche découlant de cette production avec les risques liés à la pêche et les risques écologiques et génétiques. Dans le présent rapport, nous nous concentrons sur un élément du risque associé à l'égarement du saumon chinook d'écloserie dans des populations reproductrices non natales.

Même si la majorité des saumons chinooks affichent un fort comportement de retour à leur cours d'eau d'origine ou natal lorsqu'ils remontent au stade d'adulte, un certain degré d'égarement (c.-à-d. des adultes qui remontent vers des cours d'eau autres que leurs cours d'eau natales) survient naturellement dans les populations de chinooks. À ce jour, l'ampleur de l'égarement de la production des écloséries dans le sud de la Colombie-Britannique n'a pas encore été évaluée.

L'objet du présent rapport est de rassembler et d'examiner les données pour pouvoir évaluer l'ampleur et l'étendue de l'égarement des chinooks d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique. Les effets génétiques de l'égarement et les répercussions sur la réforme des écloséries ont été examinés (Withler *et al.* 2018) et cet examen guidera la discussion sur les risques et les effets potentiels de l'égarement dans le sud de la Colombie-Britannique.

Les objectifs précis de cet examen sont les suivants :

1. Fournir une définition pratique de ce qui constitue un saumon chinook d'écloserie égaré et compiler les données d'échantillonnage disponibles permettant d'évaluer l'égarement d'individus d'écloserie, y compris les métadonnées sur le programme d'échantillonnage (p. ex. couverture spatiale et but de l'échantillonnage).
2. Fournir des estimations des taux d'égarement moyens, de l'ampleur du phénomène et des tendances spatiales et temporelles connexes selon le stock et la stratégie d'élevage de saumons chinooks d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique, au moyen :
 - a. des données disponibles tirées de la récupération des micromarques magnétisées codées (MMC) disponibles;
 - b. des données disponibles tirées de la récupération d'otolithes marqués thermiquement.
3. Dans la mesure du possible, fournir des estimations annuelles du nombre de saumons d'écloserie égarés s'ajoutant aux populations reproductrices réceptrices des cours d'eau échantillonnés dans le sud de la Colombie-Britannique (p. ex. produire des estimations annuelles de la proportion d'individus d'écloserie dans les frayères [$p_{GÉF}$], de la proportion de géniteurs d'origine naturelle dans le stock de géniteurs d'écloserie [p_{GON}], de la proportion d'individus d'écloserie locaux dans les frayères [$p_{GÉF_{local}}$], de la proportion d'individus d'écloserie égarés dans les frayères [$p_{GÉF_{égaré}}$] et de l'influence naturelle

proportionnelle [INP]) à partir des données tirées de la récupération des micromarques magnétisées codées et d'otolithes marqués thermiquement;

4. Dans la mesure du possible, cerner les différentes sources de biais et d'incertitudes possibles concernant les estimations des effets de l'égarement d'individus d'écloserie sur les reproducteurs sauvages, et en discuter.

1.2. EXAMEN DES TAUX D'ÉGAREMENT CHEZ LE SAUMON DU PACIFIQUE

Les saumons du Pacifique (*Oncorhynchus spp.*) anadromes ont un cycle vital qui débute en eau douce et qui comprend ensuite de longues périodes de croissance et de migration en mer, suivies d'un retour des adultes matures dans leur cours d'eau natal pour frayer en eau douce. Chaque espèce, chaque UC de la Politique concernant le saumon sauvage (PSS) et même des populations ou groupes de populations à une échelle encore plus petite ont pu développer des caractéristiques particulières touchant notamment la période de fraie, la taille, la fécondité, les taux de développement, le calendrier de maturation et le « retour à la frayère » dans leur bassin hydrographique natal en eau douce (Ricker 1972). Cependant, une proportion variable, mais généralement faible, de saumons adultes en montaison ne reviennent pas dans leur rivière natale, mais vont plutôt « s'égarer » et frayer dans un bassin versant ou un cours d'eau autre que celui où ils sont nés. Les raisons de l'égarement peuvent être liées à des facteurs environnementaux ou à des caractéristiques du cycle vital propres à l'espèce.

Taylor (1990), Milner et Bailey (1989), Waples et ses collaborateurs (2008) et Leider (1989) ont décrit la capacité du saumon de coloniser ou recoloniser un habitat de manière à favoriser la résilience des populations qui subissent un effet d'étranglement. Selon Quinn (1984) et Hendry et ses collaborateurs (2004), les espèces comptant un plus grand nombre de classes d'âge pourraient s'égarer moins, car elles atténuent les goulots d'étranglement dans le temps plutôt que dans l'espace (p. ex. le saumon rose s'égarera davantage sur le plan spatial que le saumon chinook, qui a plusieurs classes d'âge).

Le saumon chinook (*O. tshawytscha*) a un taux d'égarement plus faible que le saumon rose, le saumon kéta et certains saumons cohos (Keefer et Caudill 2014), peut-être en raison de facteurs tels que le temps passé en eau douce (chez le saumon chinook de type fluvial) ou le fait d'avoir plusieurs classes d'âge, qui peut entraîner un égarement temporel chez le saumon chinook de type océanique (Healey 1991). Le plus grand nombre d'UC de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique par rapport aux UC de saumon rose, de saumon kéta et de saumon coho dans la même région correspond à celui indiqué dans Healey (1991); voir la liste des UC de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique dans le tableau B1 de l'annexe.

Un temps de séjour plus long en eau douce est associé à des taux d'égarement moins élevés. L'imprégnation se produit aux stades de l'œuf, de l'alevin vésiculé et de l'alevin, ainsi que pendant la dévalaison à la transformation du tacon au smolt (TTS), lorsque des pics d'hormones surrénales stimulent la formation de la mémoire à partir de stimuli environnementaux et chimiques (Hasler et Scholz 1983; Nevitt *et al.* 1994; Dittman et Quinn 1996). Le saumon kéta (*O. keta*) et le saumon rose (*O. gorbuscha*) ont des temps de résidence en eau douce moins longs et des distances de migration plus courtes que les autres saumons du Pacifique et, par conséquent, ont tendance à avoir des taux d'égarement plus élevés, la plupart des valeurs observées étant > 10 % (Sharp *et al.* 1994; Tallman et Healey 1994). Ces espèces peuvent également exploiter une plus grande variété d'habitats de fraie comparativement à d'autres espèces du genre (Healey 1991; Heard 1996), ce qui réduit probablement les coûts sur le plan de la valeur adaptative associés à l'égarement (Keefer et Caudill 2014). Les taux d'égarement sont variables pour le saumon coho (*O. kisutch*), équilibrant un long séjour en eau douce et un petit nombre de classes d'âge qui remontent.

Labelle (1992) a constaté un taux d'égaré moyen de 2 % environ sur toutes les années parmi les stocks de saumon coho examinés dans le sud-est de l'île de Vancouver. D'autres études menées aux États-Unis (É.-U.) indiquent des taux d'égaré moyens plus élevés pour le saumon coho, entre 7 % et 17 % (Pess 2009). Le saumon rouge (*O. nerka*) a tendance à afficher une grande fidélité aux frayères natales (Stewart *et al.* 2004). Bien que les études sur l'égaré pour le saumon rouge demeurent rares, un examen des données disponibles a révélé des taux d'une valeur moyenne de 2,4 % chez les populations étudiées (Keefer et Caudill 2014).

La plupart des estimations de l'égaré du saumon chinook proviennent des populations d'écloserie, principalement dans le réseau hydrographique du fleuve Columbia. En Colombie-Britannique, Candy et Beacham (2000) ont signalé des taux d'égaré compris entre 0,3 et 2,1 % pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique, d'après l'analyse des micromarques magnétisées codées. Hard et Heard (1999) ont fait état d'un taux d'égaré moyen de 2 % chez le saumon chinook de type océanique en Alaska. La plupart de ces saumons égarés ont été observés dans des rivières proches du bassin versant natal ou dans des affluents de celui-ci. Keefer et Caudill (2014) ont fourni un examen approfondi des études et des estimations de l'égaré dans le bassin du fleuve Columbia et sur la côte nord-ouest américaine du Pacifique, faisant état d'une moyenne de 3,4 % pour le saumon chinook. Keefer et Caudill (2014) ont mentionné des problèmes liés à bon nombre de ces études en ce qui concerne le lieu de relâche et diverses définitions de l'égaré afin d'écarter certaines des estimations plus élevées, et ont prévenu que les variations dans la gestion des écloseries et les conditions environnementales ont probablement créé un biais en faveur de taux d'égaré plus élevés par rapport à ceux attendus dans les populations naturelles. Westley et ses collaborateurs (2013) sont allés plus loin en contrôlant certains facteurs dans le choix des micromarques magnétisées codées à utiliser comme base pour estimer les taux d'égaré des poissons d'écloserie. Ils ont estimé des taux d'égaré de 5,2 à 18,6 % pour le saumon chinook de type océanique, avec une variation attribuée à des facteurs comportementaux et endocriniens propres à l'espèce pendant les stades juvéniles ainsi qu'à des facteurs environnementaux influant sur la migration des adultes. Westley et ses collaborateurs (2013) ont également signalé que le saumon chinook de type océanique, qui séjourne peu de temps en eau douce, affichait constamment des taux d'égaré plus élevés que le saumon chinook de type fluvial.

On manque actuellement d'études consacrées à l'égaré des chinooks d'origine naturelle. Dans une étude clé, Ford et ses collaborateurs (2015) ont utilisé une analyse de filiation pour mesurer les taux d'égaré chez les saumons chinooks d'origine naturelle et d'écloserie à montaison printanière (de type fluvial) dans les affluents de la rivière Wenatchee, dans l'État de Washington. Ces auteurs ont constaté une variation importante entre les affluents, mais les taux moyens d'égaré étaient d'environ 4 % pour les remontes de poissons d'origine naturelle et de 29 % pour les remontes de poissons d'écloserie. Il est intéressant de noter que tous les poissons égarés d'origine naturelle récupérés dans cette analyse avaient au moins un parent d'écloserie. Dans une autre étude, Pearsons et O'Connor (2020) ont marqué sur une période de 15 ans des chinooks juvéniles d'été et d'automne (saumoneaux de moins d'un an de type océanique) à l'aide d'étiquettes munies d'un transpondeur passif intégré (TPI) dans le haut Columbia. Pour le chinook d'origine naturelle en montaison, ils ont signalé des taux d'égaré inférieurs à 1 % à l'échelle du bassin (égaré du haut Columbia dans des tronçons du bas ou du moyen Columbia).

1.3. PROGRAMMES D'ÉCLOSERIE DANS LE SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE

Les programmes d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique, coordonnés par le Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS), gèrent la production annuelle de saumon dans les écloseries afin d'atteindre un ou plusieurs objectifs déclarés de la mise en valeur par les poissons d'écloserie : la récolte, l'évaluation, la conservation, le rétablissement et l'intendance/l'éducation. Les installations du PMVS produisent plus de 380 millions de saumons juvéniles chaque année, y compris 46 millions de saumons chinooks, dont la majorité sont alloués à des programmes de pêche.

Depuis sa création, le PMVS a construit et exploité un total de 23 grandes écloseries de production et chenaux de fraie en Colombie-Britannique. Ces installations se répartissent entre des installations de production à grande échelle, appelées grandes exploitations, qui appuient principalement les objectifs de récolte et d'évaluation, et des projets du Programme de participation communautaire (PPC), qui s'intéressent davantage au rétablissement, à l'évaluation des stocks et à l'intendance. Les installations du PPC sont classées comme faisant partie d'un programme de développement économique des communautés (PDEC) si le projet vise à procurer des avantages sociaux et économiques à une collectivité locale ou à un groupe autochtone, ou d'un programme de participation du public (PPP) pour les installations qui favorisent l'éducation, l'intendance et la conservation par la propagation à petite échelle des populations locales de saumons. Dans le cadre de la présente étude, nous examinons l'égaré chez 19 populations de saumons chinooks élevées dans 15 grandes installations de production du sud de la Colombie-Britannique, en mettant l'accent sur les installations qui ont une longue série chronologique de dossiers annuels de lâcher et de récupération. Les registres des écloseries du programme de participation du public sont fournis lorsqu'ils sont disponibles, bien que l'échantillonnage et la déclaration annuels soient plus sporadiques.

2. DÉFINITION DE L'ÉGAREMENT CHEZ LE SAUMON CHINOOK D'ÉCLOSERIE

Quinn (1993) a défini un saumon égaré comme un saumon frayant dans une frayère « non natale ». Keefer et Caudill (2014) indiquent que la définition d'un site natal ou non natal peut varier selon l'étendue géographique des frayères d'une population donnée en fonction du patrimoine génétique commun des individus reproducteurs.

L'échelle est un facteur important dans la définition d'une frayère non natale pour un saumon égaré. La plupart des cours d'eau examinés dans la présente évaluation sont des bassins fluviaux distincts qui se jettent dans l'océan; il n'y a pas de mélange d'eau douce avant l'entrée dans l'océan. Le Fraser est une exception et est traité séparément. Dans les bassins autres que ceux du Fraser, un saumon chinook égaré est un individu qui a frayé naturellement ou qui a été prélevé comme géniteur dans un bassin fluvial non natal, ou simplement un individu égaré à l'extérieur du bassin.

Nous ne définissons pas les saumons chinooks d'écloserie qui ne sont pas revenus à l'écloserie, mais qui frayent plutôt dans le bassin de la rivière natale, comme des saumons égarés. Ces reproducteurs d'écloserie présentent un risque génétique distinct pour les saumons d'origine naturelle et sont évalués séparément, comme dans Withler *et al.* (2018).

Dans le bassin hydrographique du Fraser, nous proposons de suivre les définitions des individus fidèles à leur frayère natale et égarés données pour le Columbia, où Ford et ses collaborateurs (2015) et Pearsons et O'Connor (2020) définissent l'égaré à l'échelle du bassin, du sous-bassin et de l'affluent. Dans le Fraser, de vastes tronçons du cours principal seraient des bassins (p. ex. le bas Fraser et la rivière Thompson). La rivière Thompson Nord et

la rivière Thompson Sud seraient classées comme des sous-bassins, et la rivière Coldwater et le ruisseau Spius seraient des exemples d'affluents.

Au Canada, les populations de saumons sont regroupées en UC (Holtby et Ciruna 2007; MPO 2013, tableau B1 de l'annexe). Nous définissons un saumon chinook d'une UC frayant dans une autre comme un saumon égaré hors de l'UC.

Malgré la différence d'échelle entre les termes, dans le présent rapport, nous utilisons les mots « population » et « stock » comme des synonymes, reflétant la nomenclature variable utilisée dans la documentation.

Dans les ouvrages publiés, les tendances de l'égaré sont décrites sous deux angles distincts : celui de la population d'où proviennent les saumons égarés et celui des populations qui les reçoivent, appelées populations donneuses et réceptrices, respectivement.

L'égaré des poissons des rivières donneuses est la perte d'individus d'une population source ou d'un stock d'écloserie source (Bett *et al.* 2017). Le taux d'égaré des poissons des rivières donneuses, appelé ci-après le *taux d'égaré*, est défini pour un stock donné comme la proportion de saumons qui vont frayer dans les sites non natus par rapport au nombre total de géniteurs provenant de ce stock, qui comprend à la fois les poissons qui reviennent dans leur cours d'eau natal et les poissons égarés.

Les populations réceptrices sont définies comme une rivière ou un réseau fluvial qui reçoit des égarés d'une population donneuse : les réseaux hydrographiques mis en valeur par des écloseries qui peuvent produire et recevoir des saumons égarés, ainsi que les populations non mises en valeur qui reçoivent seulement des saumons égarés et des saumons d'origine naturelle. Ici, nous décrivons la proportion de poissons égarés dans une population réceptrice comme la *contribution des poissons égarés à une rivière*.

À l'occasion, les écloseries prélèvent des individus dans un stock donné et relâchent leur descendance dans des réseaux hydrographiques non natus. On parle alors de *transplantation*. Bien que des signes indiquent qu'il existe une composante génétique à la capacité de retourner sur le lieu de naissance (Pascual et Quinn 1994; Candy et Beacham 2000), la majorité des saumons chinooks transplantés reviennent au lieu de relâche. Ainsi, on considère qu'un saumon chinook est correctement revenu à sa fratrie s'il revient frayer dans le *bassin où il a été relâché*. Selon cette définition, un individu qui retourne dans le réseau hydrographique d'origine à partir duquel il a été transplanté (c.-à-d. la rivière de ses parents) serait considéré comme un saumon égaré. Dans ce cas, l'impact génétique de l'égaré serait probablement moindre que s'il se produisait dans un réseau hydrographique au patrimoine génétique plus lointain.

Dans le présent rapport, nous estimons l'égaré des poissons des rivières donneuses, la contribution des poissons égarés aux rivières réceptrices, et la contribution globale des poissons d'élevage (ceux qui reviennent à leur rivière natale et ceux qui sont égarés) aux rivières du sud de la Colombie-Britannique.

3. DONNÉES ET MÉTHODES

3.1. SOURCE DE DONNÉES

Les données utilisées dans le présent rapport ont été recueillies principalement à la suite des efforts de surveillance menés en vertu d'un cadre d'évaluation du saumon chinook dans la gestion des pêches. Le fondement de ce cadre d'évaluation a été élaboré conjointement avec

les États-Unis dans le contexte du chapitre 3 du Traité sur le saumon du Pacifique et est décrit dans divers rapports du Comité technique mixte sur le saumon chinook de la Commission du saumon du Pacifique (CSP).

Ce cadre identifie les principales populations indicatrices porteuses de micromarques magnétisées codées (MMC) dans les zones de gestion des stocks (ZGS) afin de fournir des informations sur la répartition, l'exploitation et les taux de survie en mer de chaque stock et de faciliter les prévisions annuelles. Ces populations indicatrices porteuses de MMC provenaient presque toujours de réseaux hydrographiques qui contenaient une éclosérie, afin de permettre un marquage uniforme des chinooks. On a pratiqué une entaille de la nageoire adipeuse pour indiquer la présence des MMC et faciliter leur récupération, mais ces dernières ont été assouplies aux États-Unis pour faciliter le marquage en masse (entaille de la nageoire adipeuse) de tous les saumons chinooks produits dans les écloséries. Les échappées de saumons chinooks dans les frayères et les « saumons de retour »/stocks de géniteurs des écloséries ont fait l'objet d'une surveillance intensive visant à échantillonner et à estimer le nombre de MMC dans chaque population. Les évaluations annuelles des populations indicatrices porteuses de MMC se trouvent dans le taux d'exploitation communiqué par le Comité technique mixte.

De plus, on a défini des indicateurs de l'échappée pour chaque zone de gestion des stocks afin de suivre les tendances des échappées de saumon chinook au fil du temps par rapport aux objectifs de rétablissement fixés dans le Traité. Les échappées ont été régulièrement surveillées dans le temps selon des méthodes comme le nombre de poissons vivants + morts en période de pointe, le marquage-recapture, l'aire sous la courbe ou les relevés par dénombrement en point fixe (par exemple, utilisation de tours d'observation, de barrières de dénombrement et de déversoirs). Les évaluations annuelles de ces indicateurs de l'échappée figurent dans les rapports du Comité technique mixte sur les prises et les échappées, disponibles auprès de la Commission du saumon du Pacifique.

Au Canada, c'est la Direction des sciences du MPO qui était chargée de surveiller ces deux premiers niveaux d'indicateurs, souvent en collaboration avec des partenaires des Premières Nations. De plus, le MPO a posé des MMC dans d'autres écloséries de rivières non indicatrices et même dans certaines populations sauvages. La surveillance des échappées dans ces rivières a été effectuée par le MPO ou en partenariat avec les Premières Nations ou des groupes communautaires/d'intendance. Elle ne faisait pas partie du cadre d'évaluation du saumon chinook de la CSP, mais elle était importante pour la gestion des pêches ou l'atteinte d'objectifs stratégiques nationaux comme la Politique du Canada pour la conservation du saumon sauvage du Pacifique ou les lignes directrices biologiques du PMVS. Dans ces cas, les méthodes d'échantillonnage n'avaient souvent pas le même niveau d'intensité et d'uniformité que les indicateurs de la CSP susmentionnés.

3.1.1. Données sur l'abondance des reproducteurs

L'abondance des reproducteurs adultes, ou échappée, est définie comme le nombre de poissons qui arrivent dans leur cours d'eau ou rivière natal pour frayer (ayant atteint la maturité et « échappé » aux pêches). Dans la mesure du possible, les retours de jacks sont consignés séparément. L'échappée comprend les géniteurs naturels, la récolte de géniteurs pour les écloséries et les « saumons de retour » d'éclosérie. Dans cette analyse, nous avons utilisé les données sur les échappées de saumon chinook du nouveau système sur les échappées de saumons (NuSEDS), géré par le MPO. Cette base de données sert de référentiel pour les données de dénombrement des saumons reproducteurs et les documents à l'appui. Dans le présent rapport, nous avons utilisé uniquement les données sur les échappées dans le NuSEDS depuis 1998.

Les estimations des échappées dans le NuSEDS ont servi à étendre les échantillons à l'abondance totale dans les populations reproductrices des rivières. Les calculs de la contribution des échappées de poissons d'écloserie et d'origine naturelle, ainsi que l'extension des estimations des échantillons, sont décrits ci-après.

Les estimations des échappées dans les réseaux hydrographiques comptant des écloseries sont colligées par le PMVS et conservées dans une base de données distincte, appelée Base de données sur l'évaluation et la planification de la mise en valeur (EPAD). L'objectif principal de la base de données EPAD est de compiler des données sur les activités de mise en valeur, comme le nombre de poissons prélevés chaque année pour le stock de géniteurs, les données sur les reproducteurs et les données biologiques connexes. Nous avons également utilisé les données de l'EPAD dans cette analyse.

Brown et ses collaborateurs (2019) ont examiné la qualité des relevés des échappées du MPO, fournissant une évaluation qualitative des efforts d'échantillonnage dans le sud de la Colombie-Britannique. Le niveau de mise en valeur, l'année de début et la qualité des données ont été évalués, et les données pertinentes pour les populations réceptrices étudiées dans la présente étude sont décrites dans le tableau C1 de l'annexe C, ainsi que les échappées décennales moyennes dérivées de ces estimations.

Au total, nous avons pu utiliser dans notre analyse les estimations de l'échantillonnage et des échappées pour 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Ces données couvraient quatre régions du sud de la Colombie-Britannique : la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), la côte est de l'île de Vancouver, de Victoria à Campbell River (CEIV), le bas Fraser et, dans une bien moindre mesure, le moyen Fraser. Les échantillons de la COIV, de la CEIV et du bas Fraser représentent probablement plus de 85 % de l'échappée totale dans chacune de ces régions.

La répartition des rivières échantillonnées était sporadique et les données disponibles étaient manquantes ou rares pour de nombreuses régions, notamment des parties de la COIV, comme l'inlet Esperanza, où six rivières dans lesquelles les échappées importantes étaient représentées uniquement par la rivière Zeballos. Sur la CEIV, des données d'échantillonnage n'étaient disponibles que sur deux rivières au nord de la rivière Campbell. Il n'a pas été possible d'inclure les bras de mer continentaux du sud de la Colombie-Britannique, de la baie Howe à l'inlet Knight, en raison du manque d'échantillonnage et d'estimations des échappées. De même, les échantillons prélevés dans le moyen Fraser étaient limités aux stocks indicateurs porteurs de MMC.

Il convient de noter que nous n'étendons pas les estimations des taux d'égarement pour tenir compte des rivières non échantillonnées; les taux d'égarement moyens seront sous-estimés et représenteront des limites plus basses.

3.1.2. Données des échantillons

Nous avons rassemblé des échantillons de MMC et de marques thermiques sur les otolithes provenant de deux sources, la base de données EPAD pour les échantillons de stocks de géniteurs et d'écloserie et un ensemble de données sur les événements d'échantillonnage biologique (appelé « Biodata »; tenu à jour par la Direction de l'évaluation des stocks) pour les échantillons tirés de la récupération de carcasses et prélevés dans les rivières. Les échantillons sur lesquels il n'y avait pas de nageoire adipeuse étaient étiquetés avec une étiquette de tête du programme de marquage-recapture (PMR) et disséqués. Soulignons qu'au Canada, dans la plupart des cas, l'absence d'une nageoire adipeuse (marque) indique la présence d'une MMC (étiquette) interne, contrairement à la politique américaine selon laquelle tous les saumons chinooks d'écloserie sont marqués en masse (c.-à-d. que la marque extérieure n'indique pas la

présence d'une étiquette interne). Les MMC ont été récupérées et consignées dans la base de données du programme de marquage-recapture et colligées dans la base de données EPAD. Les échantillons sur lesquels la nageoire adipeuse était présente ont également été disséqués, et le laboratoire d'otolithes de la Première Nation Uchucklesaht et le MPO ont prélevé et traité les otolithes. L'état de la marque a été enregistré dans la base de données « Otomanager ». Les dossiers d'Otomanager ont été joints à ceux du programme de marquage-recapture et aux données biologiques connexes dans la base de données « Biodata », avec les métadonnées pertinentes pour chaque événement d'échantillonnage.

L'échantillonnage de la pêche terminale et les échantillons de « saumons de retour » dans l'écloserie ont également été utilisés dans certaines zones pour appuyer ou corroborer les échantillons de l'échappée, et ont été inclus dans les bases de données EPAD ou Biodata. L'annexe C donne une description détaillée des méthodes d'échantillonnage pour chaque rivière réceptrice.

Les types d'échantillons prélevés dans chaque rivière étaient variables et couvraient une période allant jusqu'à 24 ans entre 1998 et 2021, selon le réseau hydrographique. Le tableau C2 de l'annexe C décrit pour chaque rivière le ou les types d'échantillons prélevés et le nombre d'années au cours desquelles des échantillons marqués ont été prélevés.

Dans le sud de la Colombie-Britannique, la majorité des saumons chinooks produits par les écloseries sont élevés dans les principales installations du PMVS. Cependant, un petit nombre d'écloseries communautaires de la région ont également mis en place des programmes importants de lâcher, de marquage et d'échantillonnage (p. ex. dans les rivières Cowichan et Nanaimo); l'égaré a été également estimé à partir des échantillons prélevés par ces installations. Des échantillons de populations qui n'ont pas été élevées dans des installations de leur rivière d'origine (c.-à-d. de populations issues de l'élevage satellite dans les grandes installations) ont été présentés lorsqu'ils étaient disponibles.

Nous avons analysé le taux d'égaré pour les échantillons marqués dans 15 écloseries mettant en valeur 20 stocks dans le sud de la Colombie-Britannique entre 1998 et 2021 : sept stocks de la région de la COIV (rivière Conuma, rivière Burman, rivière Gold, ruisseau Robertson, rivière Nahmint, rivière Nitinat, rivière Sarita), sept stocks de la région de la CEIV (rivière Cowichan, rivière Big Qualicum, rivière Nanaimo – automne, rivière Nanaimo – été, rivière Puntledge – automne, rivière Puntledge – été, rivière Campbell/Quinsam), un stock de la région des bras de mer côtiers (rivière Capilano) et cinq stocks de la région du Fraser (rivière Chilliwack – automne, rivière Harrison, rivière Nicola, basse Shuswap et moyenne Shuswap). L'égaré de la rivière Nicola a été décrit séparément, car il s'agit de la seule population de type fluvial examinée dans cette analyse. Pour ces stocks, nous avons calculé le taux d'égaré moyen et l'ampleur moyenne de l'égaré, la fourchette et les tendances temporelles dans le temps.

La liste de toutes les écloseries, des stocks donneurs, des marques disponibles et des années au cours desquelles les populations ont été marquées se trouve dans le tableau C3 de l'annexe C.

3.1.3. Données des marques d'écloserie

Il existe actuellement trois types de marques couramment disponibles pour évaluer l'égaré des saumons chinooks dans le sud de la Colombie-Britannique : les MMC, les marques thermiques sur les otolithes et les étiquettes de marquage fondé sur la filiation (MFF). Notre évaluation reposait sur la récupération des MMC et des marques thermiques sur les otolithes. Les méthodes de marquage et les critères d'inclusion pour ces deux types de marques sont présentés dans les sections qui suivent. Certains résultats du marquage fondé sur la filiation

étaient disponibles, mais la plupart des programmes de marquage n'ont commencé que ces dernières années et les données tirées de la récupération n'étaient pas suffisantes pour cette analyse. Étant donné que les données du marquage fondé sur la filiation ne sont pas le point d'intérêt de cette analyse, mais qu'elles seront utilisées dans les futures analyses du taux d'égarement, nous discutons de leur utilisation et de leur utilité dans le sud de la Colombie-Britannique à l'annexe C.

3.1.4. Micromarques magnétisées codées

Des micromarques magnétisées codées (MMC) ont été apposées sur les populations de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique depuis les années 1960 afin d'estimer les prises, la migration et les niveaux de mise en valeur pour chaque stock, et de fournir des données sur les pêches pour les réseaux hydrographiques abritant des éclosiers (Jefferts *et al.* 1963; Nandor *et al.* 2010; Johnson 2004). Le Canada et les États-Unis ont adopté des programmes d'échantillonnage annuels scientifiquement conçus pour récupérer les MMC dans toutes les principales pêches et échappées de géniteurs où des stocks indicateurs porteurs de MMC devraient être présents.

Nous avons tiré de la base de données EPAD de l'information sur le nombre d'étiquettes « observé » (le nombre de récupérations de MMC) pour chaque observation de code d'étiquette, d'année et de lieu de récupération de MMC. À partir de ces observations, nous avons calculé le nombre de récupérations « estimées » dans l'échappée comme suit :

$$N_{est} = n \times TM \quad (1)$$

où N_{est} est le nombre estimé de saumons chinooks dans l'échantillon représenté par une seule étiquette, n est le nombre total d'étiquettes observé dans l'échantillon et TM est le taux de marquage observé dans toutes les strates d'échantillonnage. Nous ajustons N_{est} pour tenir compte des cas où les marques ont été perdues ou ceux où il n'a pas été possible de lire les MMC récupérées en appliquant la formule suivante :

$$N_{est\ ajusté} = N_{est} \times \left(1 + \frac{BP}{K_n} + \frac{(ND \times (K_n + BP))}{K_n \times (K_n + BP + SB)} \right) \quad (2)$$

où $N_{est,ajusté}$ est le nombre ajusté de récupérations estimées, K_n est le nombre total observé de codes d'étiquette connus, BP est le nombre total observé de récupérations de broches perdues, ND est le nombre total observé de récupérations « sans données » et SB est le nombre total observé de récupérations « sans broche ».

Enfin, les récupérations « estimées ajustées » sont « étendues » par le rapport entre la production d'écloserie et les lâchers marqués pour calculer le nombre de saumons chinooks pour chaque code d'étiquette qui devraient être récupérés dans la prise totale :

$$N_{étendu} = N_{est\ ajusté} \times \frac{R}{M} \quad (3)$$

où $N_{étendu}$ est le nombre total de récupérations étendues représenté par chaque récupération de MMC, R est le nombre total de juvéniles relâchés à l'écloserie et M est le nombre de juvéniles marqués avec le code d'étiquette donné.

Les MMC récupérées dans les réseaux hydrographiques sans programme de MMC (c.-à-d. les rivières non mises en valeur ou les rivières comportant des éclosiers qui n'utilisent pas de MMC) ont été incluses dans la base de données EPAD en tant que récupérations « observées » et n'ont pas été étendues en raison de l'absence de taux d'échantillonnage

propre aux MMC. Dans ces cas, les observations non étendues ont tout de même été dénombrées et utilisées pour calculer le taux d'égarement et la contribution des écloséries.

Tout au long de cette analyse, nous avons utilisé les étiquettes étendues dans tous les calculs et les valeurs déclarées du taux d'égarement et de la contribution dérivées des MMC.

Nous avons pris en compte 26 767 observations de MMC, soit environ 2,5 millions étiquettes étendues de chinooks d'écloserie entre 1998 et 2021. Les dossiers de récupération des MMC ont été joints aux dossiers des lâchers (également conservés dans la base de données EPAD) de tous les stocks de saumon chinook des écloséries du sud de la Colombie-Britannique récupérés de 1998 à 2021. Les renseignements pertinents tirés des dossiers de lâcher sont le stade au moment du lâcher (alevin, smolt de moins d'un an ou smolt d'un an) et l'élevage ou non en cages marines. Il convient de noter que nous ne présentons que les récupérations de MMC pour les populations canadiennes; les données des États-Unis étaient disponibles, mais elles dépassaient la portée de ce travail.

3.1.5. Marques thermiques sur les otolithes

Le MPO utilise des marques thermiques pour identifier certains lâchers de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique depuis 1995 à la suite des travaux de Volk et ses collaborateurs (1994). Cette méthode de marquage en masse, peu coûteuse, consiste à soumettre les œufs en développement ou les alevins récemment éclos à des changements de température pour produire un patron de bandes spécifique sur les otolithes en formation du poisson. Un résumé détaillé des objectifs et des méthodes de cette technique est fourni dans O'Brien *et al.* (2012).

Nous avons obtenu les données sur la récupération de 86 757 saumons chinooks dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique de 1998 à 2021; les vérifications de la présence de marques thermiques effectuées dans la base de données Otomanager ont révélé que 65 266 de ces poissons avaient été marqués. Ces échantillons ont été prélevés dans des rivières associées aux principales installations de production et aux écloséries communautaires du PMVS, ainsi que dans des réseaux hydrographiques sans mise en valeur.

Le « stock d'origine » a été attribué en fonction du patron de bandes observé sur les otolithes, chaque installation appliquant une marque unique. Dans les cas où l'on a vérifié la présence d'une marque thermique sur le saumon, mais où aucune marque n'a été observée, on a supposé qu'il s'agissait d'un chinook d'origine naturelle qui était correctement revenu dans sa rivière natale. Les marques thermiques ont été associées à l'âge à partir des écailles, autant que possible, puis ajoutées aux renseignements sur le lâcher en fonction de la marque thermique et de l'année d'éclosion. S'il était possible d'attribuer plusieurs stratégies d'élevage à un seul échantillon, la désignation « mixte » était retenue. Ces observations représentaient 20 % des récupérations de marques thermiques ($n = 13\,337$) et ont été *exclues des études sur les taux d'égarement par stratégie d'élevage*, mais ont été incluses dans notre analyse globale du taux d'égarement, de l'ampleur de l'égarement et de la contribution de l'égarement aux rivières réceptrices.

Nous avons étendu les récupérations des marques thermiques afin d'estimer l'abondance totale des poissons égarés remontant dans les rivières réceptrices. Nos méthodes d'extension étaient semblables à celles utilisées pour étendre les MMC, sauf que nous n'avons pas étendu les récupérations en fonction du rapport entre la production d'écloserie et les lâchers marqués (équation 3), car les populations marquées thermiquement le sont habituellement à un taux de 100 %. Les récupérations individuelles ont été étendues selon un ratio modifié prise-échantillon :

$$N_{\text{étendu}} = \frac{ESC_{\text{tot}}}{N_{\text{samp}}} \quad (4)$$

où $N_{\text{étendu}}$ est le nombre étendu de saumons chinooks représenté par une seule récupération, ESC_{tot} est l'abondance totale estimée des reproducteurs (échappée) et N_{samp} est le nombre de chinooks d'une année donnée qui ont été échantillonnés pour les marques thermiques. Il faut noter que pour les populations du ruisseau Robertson et de la rivière Conuma, nous avons également étendu les valeurs en fonction de la remonte totale dans la zone terminale (prise des pêches terminales + échappée). Dans ces cas, ESC_{tot} représente l'abondance totale dans la zone terminale, plutôt que l'échappée. Sauf indication contraire, on peut supposer tout au long du présent rapport que les estimations du taux d'égaré et de la contribution dérivées des échantillons de marques thermiques ont été calculées à partir des valeurs étendues totales, $N_{\text{étendu}}$.

3.1.6. Génétique

Pour trois années (de 2013 à 2015), cette évaluation a inclus un échantillonnage de tissus pour l'analyse génétique des chinooks de la COIV échantillonnés afin de déceler les MMC ou les marques thermiques sur les otolithes. Les méthodes, les données et les résultats ont été présentés et affichés sur le site Web de la Commission du saumon du Pacifique. Nous résumons brièvement les résultats dans ce rapport. Chaque saumon chinook échantillonné a été génotypé à 12 loci microsatellites et les données obtenues ont été examinées dans le cadre d'une analyse dans ADMIXTURE selon une approche bayésienne dans le programme STRUCTURE (élaboré par Pritchard *et al.* [2000]).

Rappelons que depuis 2017, les écloséries du sud de la Colombie-Britannique ont commencé un échantillonnage génétique de tous les stocks de géniteurs, qui sert de référence pour l'analyse du marquage fondé sur la filiation (MFF). Nous donnons un aperçu de cette méthode de marquage à l'annexe C du présent rapport. Les remontes de stocks de géniteurs génotypés ont été observées pour la première fois en 2020; nous n'avons pas eu recours au marquage fondé sur la filiation pour évaluer l'égaré des poissons d'écloserie dans le présent rapport. À l'avenir, le marquage fondé sur la filiation résoudra bon nombre des sources d'incertitude abordées à la section 5 et permettra de surveiller les taux d'égaré à des échelles temporelles et spatiales plus fines (voir Beacham *et al.* 2017, 2019, 2021b, 2022).

3.2. MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'ÉGAREMENT

Au Canada, les activités de production de saumon chinook en écloserie sont des programmes intégrés, ce qui signifie que les géniteurs d'écloserie remontent dans les milieux naturels et d'écloserie et que les stocks de géniteurs sont prélevés dans les remontes dans les milieux d'écloserie et naturels (rivières). L'étendue des activités d'amélioration a varié considérablement d'une région à l'autre, étant plus répandue et à plus grande échelle dans certaines régions (p. ex. le sud de la partie continentale de la Colombie-Britannique) que dans d'autres (p. ex. la plupart des régions du Fraser en amont de Hope).

L'égaré des poissons d'écloserie pose un risque génétique et écologique pour les populations d'origine naturelle. Les effets des poissons d'écloserie sur les populations sauvages sont bien documentés aux États-Unis; voir l'analyse documentaire dans Keefer et Caudill (2014).

Des estimations à long terme de la contribution des poissons égarés sont nécessaires pour évaluer les répercussions de l'égaré sur une population. Comme notre analyse repose sur les chinooks d'écloserie marqués par des MMC ou thermiquement, nous ne pouvons qu'estimer

la contribution de la première génération de poissons d'écloserie égarés à une population (c.-à-d. que nous n'avons pas d'information sur l'origine des parents d'un poisson marqué). Afin d'évaluer les impacts potentiels des poissons égarés, nous devons examiner les tendances à long terme de la composition des remontes ou comparer des échantillons génétiques de géniteurs modernes et historiques. Dans la PSS du Canada, l'exigence que l'écart entre le poisson « sauvage » et un parent d'écloserie soit d'au moins une génération (c.-à-d. que les deux parents doivent être d'origine naturelle) montre bien l'accent mis sur la conservation de la génétique à l'échelle des stocks ou des UC dans les réseaux de poissons sauvages (p. ex. l'exclusion des poissons égarés).

En Colombie-Britannique, jusqu'à récemment (voir Withler *et al.* 2018), on a peu cherché à gérer directement le flux génétique entre l'écloserie et les milieux naturels pour contrôler l'influence adaptative relative de chaque environnement sur la population intégrée dans son ensemble. Le Hatchery Scientific Review Group des États-Unis (HSRG 2009) a élaboré l'influence naturelle proportionnelle (INP) comme paramètre pour estimer les influences relatives des poissons d'écloserie et d'origine naturelle sur la sélection dans une population. Pour les populations intégrées, comme celles mises en valeur par le PMVS, le paramètre *INP* peut être calculé à partir de deux variables : la proportion de géniteurs d'écloserie dans les frayères naturelles ($pGÉF$) et la proportion de géniteurs d'origine naturelle dans le stock de géniteurs de l'écloserie ($pGON$).

Withler et ses collaborateurs (2018) ont utilisé ce paramètre pour établir le cadre d'orientation du tableau 3.1 pour les populations de saumons du Canada. Le but de ce cadre était de désigner les populations ou les regroupements de reproducteurs dans les UC afin qu'il y ait une cible clairement définie pour l'étendue de l'influence des poissons d'écloserie sur chaque population. Les désignations peuvent aller de populations pratiquement exemptes d'influence des poissons d'écloserie à celles qui sont dominées par la production en écloserie.

Tableau 3.1. Tiré de Withler et al. (2018); désignations des différentes populations de saumons dont le degré d'influence des programmes d'écloserie intégrés varie. Remarque : L'INP indiquée dans Withler et al. (2018) a été calculée à l'aide de $pGÉF_{eff}$, tandis que nous avons calculé l'INP à l'aide de $pGÉF_{dénombrement}$ (décrit à la section 3.1.7). La colonne $pSAUVAGE$ montre les proportions prévues de poissons sauvages définis par la PSS dans la population reproductrice.

Désignation	$pGÉF_{eff}$ $pGÉF_{dénombrement}$	$pGON$	<i>INP</i>	$pSAUVAGE$	Commentaires
A Sauvage	$\leq 0,02$ $\leq 0,03$	S. O.	S. O.*	$\geq 0,92$	Populations sauvages désignées qui n'ont pas de programmes d'écloserie (depuis au moins deux générations); les poissons égarés issus de la production d'écloserie hors du bassin sont limités à moins de 3 % par an.
B Sauvage-Influencée par les poissons égarés	$> 0,02$ $> 0,03$	S. O.	S. O.*	$< 0,92$	La population reçoit des saumons égarés provenant d'une écloserie hors du bassin. Une très grande partie des poissons peut être sauvage, mais la modélisation du flux génétique laisse entendre une diminution à long terme de l' <i>INP</i> avec l'augmentation de $pGÉF$.

Désignation	$pGÉF_{eff}$ $pGÉF_{dénombrément}$	$pGON$	INP	$pSAUVAGE$	Commentaires
C Intégrée-Sauvage	$\leq 0,19$ $\leq 0,23$	$\geq 0,77$	$\geq 0,80$	$\geq 0,50$	La production d'écloserie est gérée de manière à ce que les poissons sauvages représentent $\geq 50\%$ de la population reproductrice.
P Intégrée-Transition	$\leq 0,47$ $\leq ,53$	$\geq 0,47 -$ $< 0,77$	$\geq 0,50 -$ $< 0,80$	$\geq 0,13 -$ $< 0,50$	$INP \geq 0,5$ garantit que l'influence d'origine naturelle prédomine, mais les poissons sauvages sont en minorité.
E Intégrée-Écloserie	$> 0,47$ $> 0,53$	$< 0,47$	$< 0,50$	$< 0,13$	Flux génétique net provenant de l'environnement d'écloserie; la plupart des poissons proviennent d'une écloserie. Peu de poissons sont sauvages.

* Lorsque $pGON=0$, l' INP est calculée à partir de simulations fondées sur l'équation 33 de HRSRG (2009, annexe C); les résultats dépendent des valeurs présumées pour $h2$ et $\omega2$ et ne sont pas indiqués ici.

3.2.1. Calcul des taux et de l'ampleur de l'égaré des poissons des rivières donneuses

Pour estimer la mesure de l'égaré des rivières donneuses dans le sud de la Colombie-Britannique, nous avons utilisé les saumons chinooks prélevés comme géniteurs ou les géniteurs naturels remontant dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique entre 1998 et 2021. Si plusieurs types d'échantillons étaient disponibles pour un stock ou une année en particulier, les observations étaient regroupées et analysées ensemble. Dans cette analyse, nous avons repris les méthodes d'évaluation des poissons égarés appliquées dans Quinn (1993), Labelle (1992) et Candy et Beacham (2000), de même que le calcul de l' INP et des paramètres connexes élaborés par le Hatchery Scientific Review Group des États-Unis (HSRG 2009) et utilisés dans Withler *et al.* (2018).

Nous avons désigné les individus comme « fidèles à leur rivière natale » et « égarés » selon la définition donnée dans la section 2 : les poissons marqués en écloserie ont été désignés « fidèles à leur rivière natale » si la marque de leur écloserie indiquait un lieu de lâcher qui correspondait à celui où ils avaient été récupérés. Dans ce cas, le lieu de récupération pouvait comprendre l'écloserie d'origine, la rivière en aval de l'écloserie ou les frayères dans la même rivière (Quinn 1993; Candy et Beacham 2000). Un poisson était considéré comme « égaré » si le lieu de son lâcher différait de celui de la récupération.

Étant donné que le nombre total de poissons égarés étendus dans tous les cours d'eau échantillonnés est indiqué par E_{TOT} et que le nombre total de saumons chinooks échantillonnés dans un stock d'écloserie (y compris ceux qui remontent dans leur cours d'eau natal ou dans un réseau hydrographique non natal en tant que saumons égarés) est H_{TOT} , le taux d'égaré (TE) est calculé comme suit :

$$TE = E_{TOT} / H_{TOT} \quad (5)$$

Le taux d'égaré (TE) a été ventilé géographiquement entre le taux observé à l'intérieur et à l'extérieur de l'unité de conservation (UC) d'origine (TE_{IUC} , TE_{HUC} , respectivement) comme suit :

$$TE_{IUC} = E_{IUC} / H_{TOT} \quad (6)$$

$$TE_{HUC} = E_{HUC} / H_{TOT} \quad (7)$$

La fiabilité des estimations de TE dépend de deux facteurs : 1) la portée et l'étendue de l'échantillonnage dans les rivières réceptrices; et 2) la précision des estimations de l'abondance dans les rivières donneuses. Pour ce dernier facteur, nous avons utilisé un seuil de taille d'échantillon annuel d'au moins 3 récupérations de MMC ou 20 récupérations de marques thermiques dans la rivière donneuse pour que l'échantillon soit inclus dans les estimations moyennes de TE ce qui a permis d'éliminer les années éloignées pour lesquelles les estimations imprécises des rivières donneuses faussaient les estimations en faveur de taux d'égaré élevés. Nous avons calculé TE et TE_{HUC} par rivière donneuse pour toutes les années qui ont atteint ce seuil.

Le niveau de production des écloséries du sud de la Colombie-Britannique varie considérablement d'une installation à l'autre, et d'une année à l'autre dans certains cas, de sorte que nous contextualisons les taux d'égaré en examinant l'ampleur des poissons égarés observés provenant de chaque rivière donneuse. Nous présentons l'ampleur moyenne des chinooks égarés observée (E_{TOT}) par rivière donneuse ainsi que des descriptions du taux d'égaré.

3.2.2. Calcul de la contribution des poissons d'écloserie égarés à la fraie naturelle dans les rivières réceptrices

Pour déterminer la contribution des poissons d'écloserie égarés dans les populations réceptrices du sud de la Colombie-Britannique, nous avons d'abord calculé la proportion de saumons chinooks dans chaque réseau hydrographique qui provenaient d'une écloserie (locaux ou égarés) :

$$pGÉF_{local} = \frac{N_{\hat{E} local}}{(N_{\hat{E} local} + N_{\hat{E} égaré} + N_N)} \quad (8)$$

$$pGÉF_{égaré} = \frac{N_{\hat{E} égaré}}{(N_{\hat{E} égaré} + N_N)} \quad (9)$$

où $N_{\hat{E} local}$ et $N_{\hat{E} égaré}$ sont le nombre de saumons chinooks d'écloserie provenant de populations locales ou égarées (hors du bassin), respectivement, et N_N est le nombre de saumons chinooks d'origine naturelle dans un échantillon. Nous avons ensuite calculé la valeur totale de $pGÉF$ pour estimer l'influence cumulative des poissons d'écloserie dans la rivière réceptrice :

$$pGÉF = pGÉF_{local} + pGÉF_{égaré} = \frac{(N_{\hat{E} local} + N_{\hat{E} égaré})}{(N_{\hat{E} local} + N_{\hat{E} égaré} + N_N)} \quad (10)$$

Nous présentons des estimations de $pGÉF_{local}$ et de $pGÉF_{égaré}$ pour toutes les rivières et les années pour lesquelles des données étaient disponibles, en respectant la même exigence de taille d'échantillon que celle utilisée pour déclarer les taux moyens d'égaré (≥ 3 récupérations de MMC ou ≥ 20 récupérations de marques thermiques). Dans la mesure du

possible, nous avons utilisé des échantillons de géniteurs naturels dans ces calculs (récupération de carcasses), car les échantillons d'écloserie peuvent être faussés en faveur des poissons d'écloserie, selon la méthode de collecte du stock de géniteurs. En l'absence d'échantillons de géniteurs naturels, nous avons calculé les paramètres $pGÉF$ à partir des échantillons du stock de géniteurs. Nous avons estimé ces paramètres à l'aide des données de la marque thermique et de la MMC séparément, et nous avons comparé les valeurs dans les rivières où les deux marques d'écloserie avaient été appliquées.

Tous les calculs de $pGÉF$ mentionnés dans ce rapport reflètent les chiffres du dénombrement des poissons d'écloserie dans les échantillons du stock de géniteurs d'origine naturelle ou d'écloserie. De ce fait, les valeurs de $pGÉF$ indiquées ici sont équivalentes à celles de $pGÉF_{\text{dénombrement}}$ décrites dans Withler *et al.* (2018). Ces auteurs ont également tenu compte du paramètre connexe de la proportion « efficace » de saumons chinooks d'écloserie dans les frayères naturelles ($pGÉF_{\text{eff}}$). En général, le succès de la reproduction des géniteurs d'écloserie dans les frayères est inférieur à celui des poissons d'origine naturelle (Araki *et al.* 2008; HSRG 2009, 2014; Withler *et al.* 2018) et le HSRG a introduit $pGÉF_{\text{eff}}$ pour refléter plus précisément la contribution génétique relative des reproducteurs d'écloserie (HSRG 2009). Le succès relatif de la reproduction (SRR) du saumon d'écloserie est souvent estimé à 0,8, ce qui permet de calculer $pGÉF_{\text{eff}}$ à partir de $pGÉF_{\text{dénombrement}}$ comme suit :

$$pGÉF_{\text{eff}} = \frac{0,8}{\left(0,8 + \frac{(1 - pGÉF_{\text{dénombrement}})}{pGÉF_{\text{dénombrement}}}\right)} \quad (11)$$

Nous avons choisi d'utiliser les chiffres du dénombrement pour estimer $pGÉF$ parce que l'estimation de 0,8 du succès relatif de la reproduction est une valeur présumée pour les populations mises en valeur au Canada; de plus, en ce qui concerne l'évaluation de l'influence génétique des poissons d'écloserie, $pGÉF_{\text{dénombrement}}$ est une valeur prudente par rapport à $pGÉF_{\text{eff}}$. Autrement dit, la prise en compte d'un SRR ≤ 1 réduit l'influence génétique estimée des poissons d'écloserie dans le réseau intégré. En outre, il est important de noter que les seuils de l'INP pour les désignations biologiques du tableau 3.1 ont été calculés à l'aide de $pGÉF_{\text{eff}}$ et que, par conséquent, l'utilisation de $pGÉF_{\text{dénombrement}}$ permet indirectement de cibler des seuils qui produisent des proportions légèrement plus élevées de poissons sauvages ou d'origine naturelle que celles qui sont décrites dans Withler *et al.* (2018); encore une fois, on obtient une estimation prudente de $pGÉF$ dans le contexte de la préservation des influences naturelles dans une population intégrée.

Lorsque le stock de géniteurs a été prélevé, la proportion du stock de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$) a été calculée comme suit :

$$pGON = \frac{N_N}{(N_{\text{É local}} + N_{\text{É égaré}} + N_N)} \quad (12)$$

Nous avons ensuite utilisé des estimations de $pGÉF$ et de $pGON$ (équations 10 et 12, respectivement) pour évaluer les répercussions génétiques de l'influence des poissons d'écloserie sur chaque population en calculant l'INP (HSRG 2009; Withler *et al.* 2018) comme suit :

$$INP = \frac{pGON}{(pGON + pGÉF)} \quad (13)$$

Dans ces calculs, $pGÉF$ est la somme de $pGÉF_{\text{local}}$ et de $pGÉF_{\text{égaré}}$, qui suppose que les poissons d'écloserie locaux et égarés ont des effets génétiques équivalents. Il est peu probable

que cette hypothèse soit exacte, car les poissons provenant d'une éclosérie hors bassin sont produits à partir d'un stock de géniteurs qui ne comprend pas de poissons d'origine naturelle provenant de l'habitat local de la population à l'étude. Cette limitation est en partie la raison pour laquelle l'égaré a été évalué au moyen d'une autre équation de l'*INP* dans Withler *et al.* (2018). Nous utilisons néanmoins ici l'équation 13, puisque la différence entre les contributions des poissons d'éclosérie locaux et égarés peut être faible lorsque les deux populations sont génétiquement similaires ou situées dans la même UC. De plus, indépendamment de cette différence potentielle, nos calculs de l'*INP* sont toujours pertinents pour les désignations biologiques du tableau 3.1; en effet, les seuils pour les désignations sont fondés sur les proportions prévues de géniteurs sauvages ou d'origine naturelle qu'ils produiront, qui sont indépendantes de la source des poissons d'éclosérie dans le réseau hydrographique (c.-à-d. qu'ils dépendent uniquement des poissons d'origine naturelle). Cependant, nous insistons sur le fait que les méthodes permettant de tenir compte avec exactitude des effets des poissons d'éclosérie égarés sur l'*INP* d'une population qui est également intégrée aux poissons locaux issus de la mise en valeur devraient être une priorité pour les analyses futures afin de préserver le maintien à long terme de la valeur adaptative de ces populations.

Enfin, nous avons effectué un calcul supplémentaire de l'*INP* dans lequel les reproducteurs d'éclosérie égarés étaient ignorés. Nous appelons cette valeur INP_{local} :

$$INP_{local} = \frac{pGON}{(pGON + pGÉF_{local})} \quad (14)$$

INP_{local} ne reflète pas la dynamique génétique actuelle d'une population intégrée. En revanche, INP_{local} produit une valeur purement théorique pour la gestion, par rapport à l'*INP* calculée dans l'équation 13. INP_{local} illustre l'*INP* que l'on pourrait atteindre en retirant complètement les poissons d'éclosérie égarés de la population (c.-à-d. si $pGÉF_{égaré} = 0$).

3.2.3. Un point de référence pour la contribution des poissons d'éclosérie égarés aux rivières réceptrices

Comme indiqué dans le tableau 3.1, Withler et ses collaborateurs (2018) ont également utilisé le paramètre *INP* pour évaluer l'impact des poissons d'éclosérie égarés hors du bassin sur une population sauvage. Pour ces populations, il n'a pas été possible de calculer l'*INP* à partir seulement de $pGÉF$ et de $pGON$, car les poissons égarés ne provenaient pas des reproducteurs d'origine naturelle issus de la population sauvage et présents dans le stock de géniteurs d'éclosérie (voir l'équation 6 dans Withler *et al.* [2018]).

L'influence des poissons d'éclosérie égarés hors du bassin sur l'*INP* d'une population sauvage dépend à la fois de l'héritabilité de l'influence des poissons d'éclosérie et de la sélection contre l'influence des poissons d'éclosérie dans l'habitat sauvage. Withler et ses collaborateurs (2018) ont évalué les impacts des poissons égarés hors du bassin sur les populations sauvages dans une gamme d'héritabilités et de pressions de la sélection plausibles, et ont recommandé un point de référence de $pGÉF \leq 0,03$ pour les poissons d'éclosérie égarés hors du bassin par an afin de protéger l'*INP* et la valeur adaptative à long terme de la population sauvage.

Cette recommandation était cependant propre aux populations sauvages qui reçoivent des poissons d'éclosérie égarés hors du bassin *sans mise en valeur locale par des écloséries* (c.-à-d. sans influence supplémentaire des poissons d'éclosérie). Le point de référence de 0,03 pour les poissons d'éclosérie égarés hors du bassin est probablement insuffisant pour préserver les influences adaptatives naturelles lorsque des géniteurs d'éclosérie locaux sont également présents dans les frayères. Dans le présent document, nous reconnaissons que cette possibilité

est pertinente pour de nombreuses populations de saumons chinooks du sud de la Colombie-Britannique; cependant, nous utilisons malgré tout le point de référence de 0,03 pour l'égaré à des fins de comparaison, car aucun point de référence équivalent tenant compte de la contribution des écloséries locales n'est établi actuellement. De plus, le cas échéant, nous présentons $pGÉF$ ventilé entre ses composantes $pGÉF_{local}$ et $pGÉF_{égaré}$, ainsi que $pGÉF_{égaré,HUC}$ pour examiner et mettre en évidence la proportion de reproducteurs d'éclosérie égarés provenant de l'extérieur du bassin ou de l'UC de la population évaluée.

4. RÉSULTATS

4.1. TAUX D'ÉGAREMENT DES POISSONS DES RIVIÈRES DONNEUSES ET AMPLEUR DE L'ÉGAREMENT DANS LE SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE

Nous présentons ci-après un aperçu des échantillons analysés dans ces travaux; ils ont été prélevés de 1998 à 2021 dans 49 rivières du sud de la Colombie-Britannique : 27 sur la côte ouest de l'île de Vancouver (COIV), 10 sur la côte est de l'île de Vancouver (CEIVI) ou dans le bassin de Géorgie, 12 dans le fleuve Fraser et 5 dans des rivières situées dans les bras de mer côtiers au large de la côte ouest de la partie continentale de la Colombie-Britannique.

4.1.1. Taux d'égaré des poissons des rivières donneuses dans des rivières non natales

Les tableaux 4.1 et 4.2, ainsi que l'annexe D pour les MMC et les marques thermiques, récapitulent les résultats de l'égaré entre les bassins fluviaux.

L'échantillonnage des micromarques magnétisées codées entre 1998 et 2021 issues de 17 stocks donneurs et de 49 rivières réceptrices échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique a permis d'estimer un taux annuel moyen d'égaré des poissons des rivières donneuses pour le saumon chinook d'éclosérie de type océanique de 2,0 % (plage de 0 à 7,6 %) à l'échelle du bassin (l'égaré entre les réseaux hydrographiques).

Nous avons constaté une variation considérable du taux moyen d'égaré entre les écloséries et les années. D'après les taux de récupération des MMC, le taux était le plus élevé dans les rivières donneuses suivantes : Capilano (7,6 %), Cowichan (7,2 %) et Nahmint (4,2 %). La variation interannuelle dans chaque bassin est présentée à la section 7.

D'après les échantillons d'otolithes prélevés entre 1998 et 2021, issus de 12 stocks donneurs marqués thermiquement et de 49 rivières réceptrices échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique, nous avons estimé un taux annuel moyen d'égaré des poissons des rivières donneuses pour le saumon chinook d'éclosérie de type océanique de 4,2 % (plage de 0 à 17 %) à l'échelle du bassin.

Nous avons également constaté une variation considérable entre les populations et les années dans les données tirées des marques thermiques. C'est dans les rivières donneuses suivantes, toutes situées sur la COIV, que les taux d'égaré moyens étaient les plus élevés en fonction des marques thermiques : Nahmint (17,7 %; fourchette de 0 à 50 %), Gold (13 %; fourchette de 0 à 37,8 %), Burman (4,3 %; fourchette de 0 à 26,3 %) et Conuma (3,7 %; fourchette de 0 à 3,8 %). Le taux d'égaré moyen était inférieur à 1 % pour chacune des neuf autres écloséries qui avaient utilisé le marquage thermique. La variation interannuelle pour chaque population et les facteurs contributifs sont décrits dans les sections qui suivent.

4.1.2. Ampleur de l'égaré des poissons des rivières donneuses

Un faible taux d'égaré à partir d'une grande écloserie de production peut encore entraîner un grand nombre de poissons égarés, qui peuvent supplanter une petite population de géniteurs naturels. L'ampleur des saumons égarés de chaque écloserie donneuse est résumée d'une année à l'autre dans les tableaux 4.3 (nombre total de saumons égarés) et 4.4 (saumons égarés en dehors de leur UC d'origine) et est déclarée par année à l'annexe D.

Il convient de noter que l'ampleur des saumons égarés frayant dans chaque bassin non natal est examinée séparément dans la section sur les rivières réceptrices du présent rapport.

Entre 1998 et 2021, l'ampleur moyenne des récupérations de poissons égarés dans le sud de la Colombie-Britannique, estimée à partir de 12 écloseries donneuses qui avaient utilisé le marquage thermique et de l'échantillonnage dans 49 rivières réceptrices, était d'environ 2 000 saumons chinooks (tableau 4.3). Plus de 50 % de ceux-ci provenaient de l'écloserie du ruisseau Robertson et étaient égarés dans la rivière Gold (voir Candy et Beacham 2000, ainsi que l'examen de la rivière Gold à la section 7). L'ampleur moyenne des poissons égarés estimée à partir de 17 stocks donneurs pour lesquels on avait utilisé le marquage par micromarques magnétisées codées était de 810 saumons chinooks. Le plus grand nombre moyen de poissons égarés chaque année provenait des écloseries du ruisseau Robertson et de la rivière Conuma.

L'étendue de l'égaré des poissons des rivières donneuses dans les rivières réceptrices est illustrée sur le diagramme à cordes suivant (figure 4.1) et à l'annexe D.

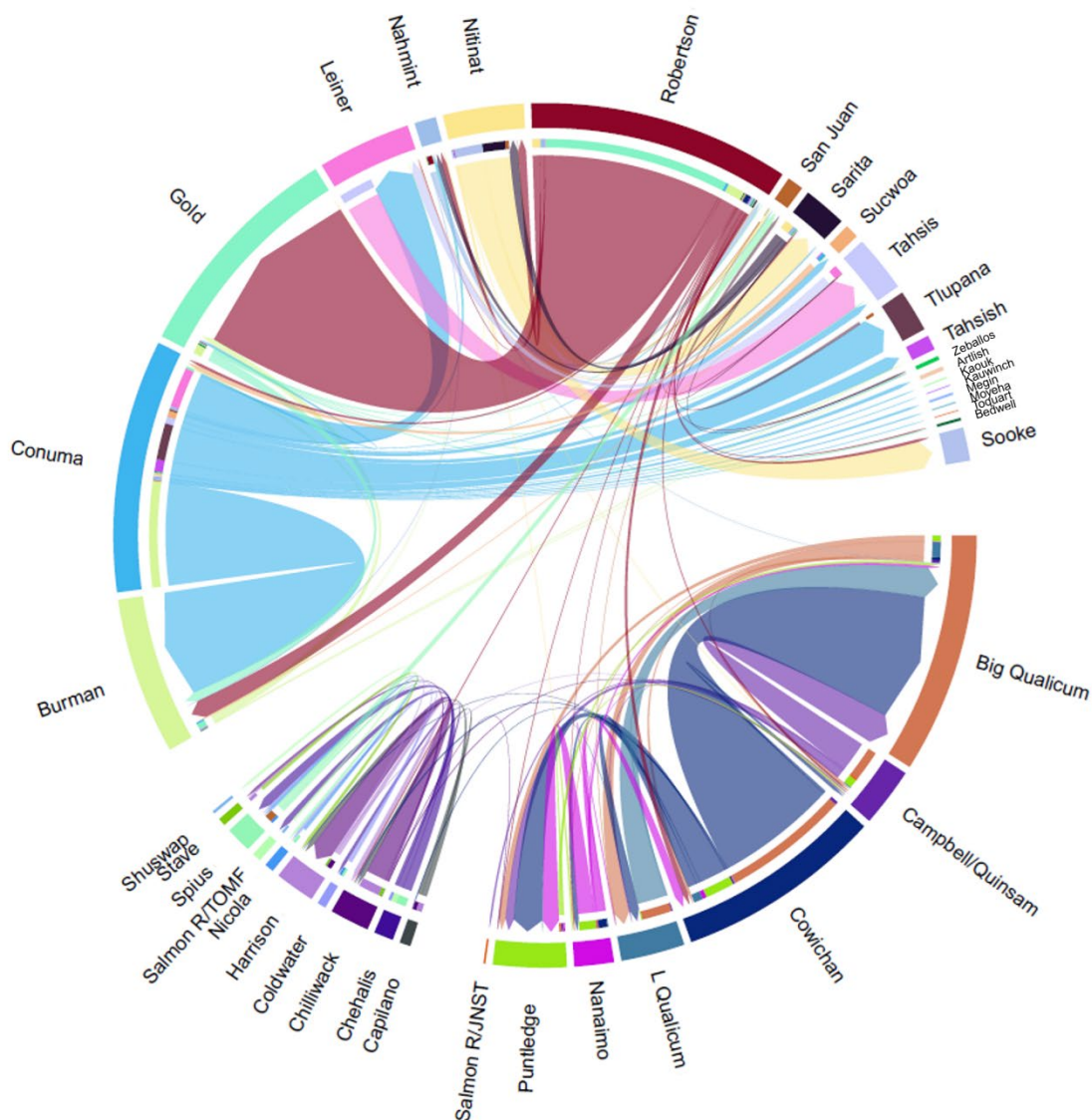


Figure 4.1. Diagramme à cordes du total des récupérations étendues de poissons égarés observées dans le sud de la Colombie-Britannique (à l'aide des données des marques thermiques et des micromarques magnétisées codées) entre 1998 et 2021 pour les réseaux hydrographiques récepteurs. La bande la plus externe présente les rivières donneuses dans le sud de la Colombie-Britannique; la couleur de la bande intérieure correspond à celle du réseau hydrographique récepteur, la direction et l'épaisseur des flèches indiquent le sens et l'ampleur de l'égaré à partir des réseaux hydrographiques donneurs, respectivement. Les rivières donneuses sont réparties entre les rivières de la COIV dans la moitié supérieure, les rivières de la CEIV en bas à droite et les affluents du bassin du Fraser et des bras de mer côtiers en bas à gauche.

Pour la COIV, on remarque l'étendue de l'égaré des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson dans la rivière Gold (un réseau à plus de 200 km de distance) et l'étendue de l'égaré des poissons de l'écloserie de la rivière Conuma dans la rivière Burman, la rivière Leiner et la rivière Tiupana. Pour la CEIV, les saumons de la rivière Cowichan s'égaré dans la rivière Big Qualicum et la rivière Puntledge. Une description de chaque tendance de rivière donneuse-rivière réceptrice observée et les facteurs de causalité potentiels sont explorés à la section 7.

Nous avons évalué la distance entre la population donneuse et la rivière réceptrice pour déterminer la présence de poissons égarés sur la COIV, entre l'embouchure des rivières (figure 4.2). Le taux d'égarement diminuait généralement avec la distance, à l'exception des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson, qui s'égareront dans la rivière Gold probablement en raison d'un signal olfactif similaire créé par des usines de pâte à papier semblables dans les deux réseaux hydrographiques. Sur la COIV, une distance de moins de 75 km signifiait habituellement l'égarement à l'intérieur d'un bassin. L'égarement à l'intérieur d'un bassin était dominé par les poissons de l'écloserie de la rivière Conuma aboutissant dans la baie Nootka. Les distances d'égarement entre 75 et 150 km dénotaient habituellement l'égarement dans un bassin adjacent. Dans cette fourchette, l'écloserie de la rivière Nitinat se démarque puisque ses poissons s'égareront dans la rivière Sooke (une population transplantée de la rivière Nitinat, où l'égarement pourrait être le résultat d'une erreur dans le transfert d'un groupe marqué; il se peut aussi qu'après 25 ans de transplantation, il existe une relation dans le retour au cours d'eau natal entre les rivières Sooke et Nitinat). Toutes les principales écloseries de la COIV pratiquent « l'élevage satellite » des populations présentes dans les rivières voisines à moins de 50 à 75 km de l'écloserie. Cette pratique peut créer un risque plus élevé d'égarement, et peut être un facteur contributif aux tendances observées de l'égarement à cette distance.

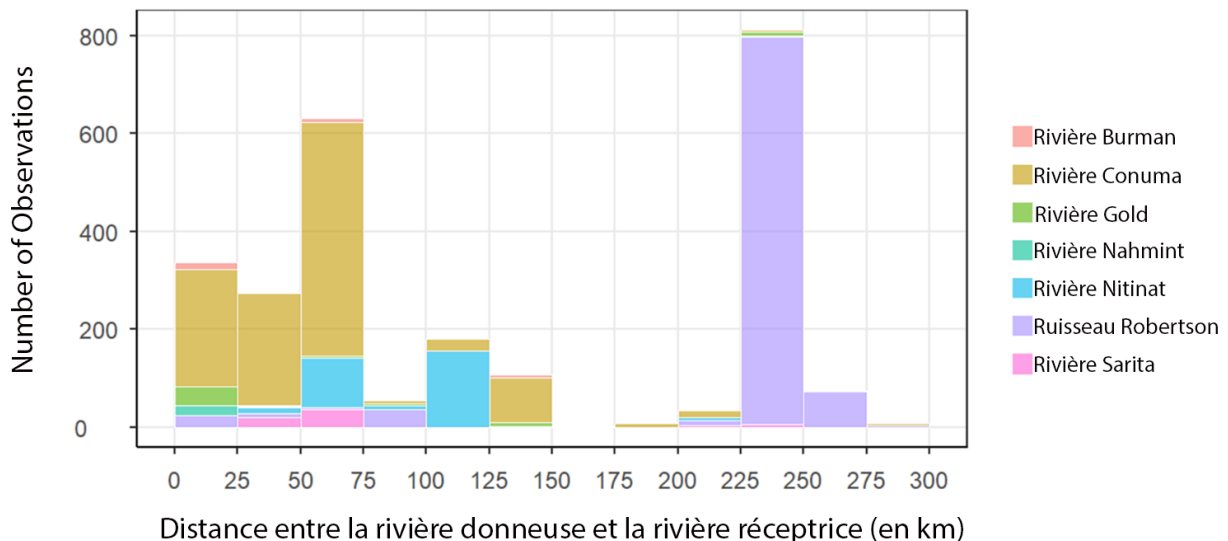


Figure 4.2. Distance d'égarement à partir des rivières donneuses, estimée à l'aide des récupérations de marques thermiques (non étendues) dans les réseaux hydrographiques de la côte ouest de l'île de Vancouver de 1998 à 2021.

4.1.3. Taux d'égarement des poissons des rivières donneuses dans d'autres unités de conservation

La Politique concernant le saumon sauvage définit les UC comme un groupe de saumons sauvages génétiquement distincts et isolés et cherche à maintenir la diversité dans ces unités. Les poissons égarés provenant de rivières situées en dehors de l'UC peuvent influencer le caractère génétique distinct. Pour l'évaluer, nous avons examiné l'égarement des poissons des rivières donneuses dans les bassins à l'extérieur de l'UC d'origine.

Le tableau 4.4 présente les taux d'égarement d'après les micromarques magnétisées codées et les marques thermiques des écloséries donneuses dans les bassins à l'extérieur de l'UC d'origine.

D'après les récupérations de micromarques magnétisées codées de 1998 à 2021, dans 17 stocks donneurs et 49 rivières échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique, le taux annuel moyen d'égarement à l'extérieur de l'UC d'origine (TE_{HUC}) a été estimé à 1,5 % (fourchette de 0 à 7,6 %) pour le chinook d'écloserie de type océanique. Le TE_{HUC} variait considérablement entre les écloséries et les années. En ce qui concerne les récupérations de micromarques magnétisées codées, c'est dans les rivières donneuses suivantes que l'on a enregistré les taux d'égarement les plus élevés : Capilano (7,6 %), Cowichan (7,2 %) et Nanaimo – automne (4,0 %). Le TE_{HUC} moyen était inférieur à 1 % dans les neuf autres réseaux hydrographiques donneurs.

D'après les récupérations de marques thermiques entre 1998 et 2021, provenant de 12 stocks donneurs et de 49 rivières échantillonnées dans le sud de la Colombie-Britannique, le TE_{HUC} moyen annuel a été estimé à 1,4 % (fourchette de 0 à 8,9 %) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique. Si l'on exclut l'égarement de la rivière Gold dans le ruisseau Robertson de cette moyenne, le TE_{HUC} tombe en dessous de 1 %. Pour les récupérations des marques thermiques, il y avait également une variation considérable entre les écloséries et les années. Les taux moyens d'égarement étaient les plus élevés à partir des rivières donneuses suivantes : rivière Gold à 8,9 % (fourchette de 0 à 27 %), rivière Nanaimo – été à 2,7 % (fourchette de 0 à 10,4 %), ruisseau Robertson à 1,8 % (fourchette de 0 à 12 %) et rivière Cowichan à 1,5 % (fourchette de 0 à 10,5 %). Dans les huit autres rivières donneuses où l'on avait utilisé le marquage thermique, le taux d'égarement moyen était inférieur à 0,2 %.

4.1.4. Taux d'égarement des poissons des rivières donneuses dans d'autres unités de gestion des stocks

Le MPO a regroupé les unités de conservation en unités de gestion des stocks (UGS), qui reflètent des caractéristiques génétiques, une répartition océanique et des caractéristiques du cycle biologique semblables afin de faciliter la gestion à plus grande échelle. Dans le sud de la Colombie-Britannique, les UGS de saumon chinook sont délimitées en régions géographiques (COIV, bassin de Géorgie/CEIV et Fraser) et en groupes de période de montaison. Nous avons constaté un égarement négligeable entre les UGS (figure 4.3). La plupart des poissons égarés ont été observés à l'intérieur de la COIV, représentant plus de 50 % de toutes les estimations de poissons d'écloserie égarés pour le chinook du sud de la Colombie-Britannique dans le présent rapport.

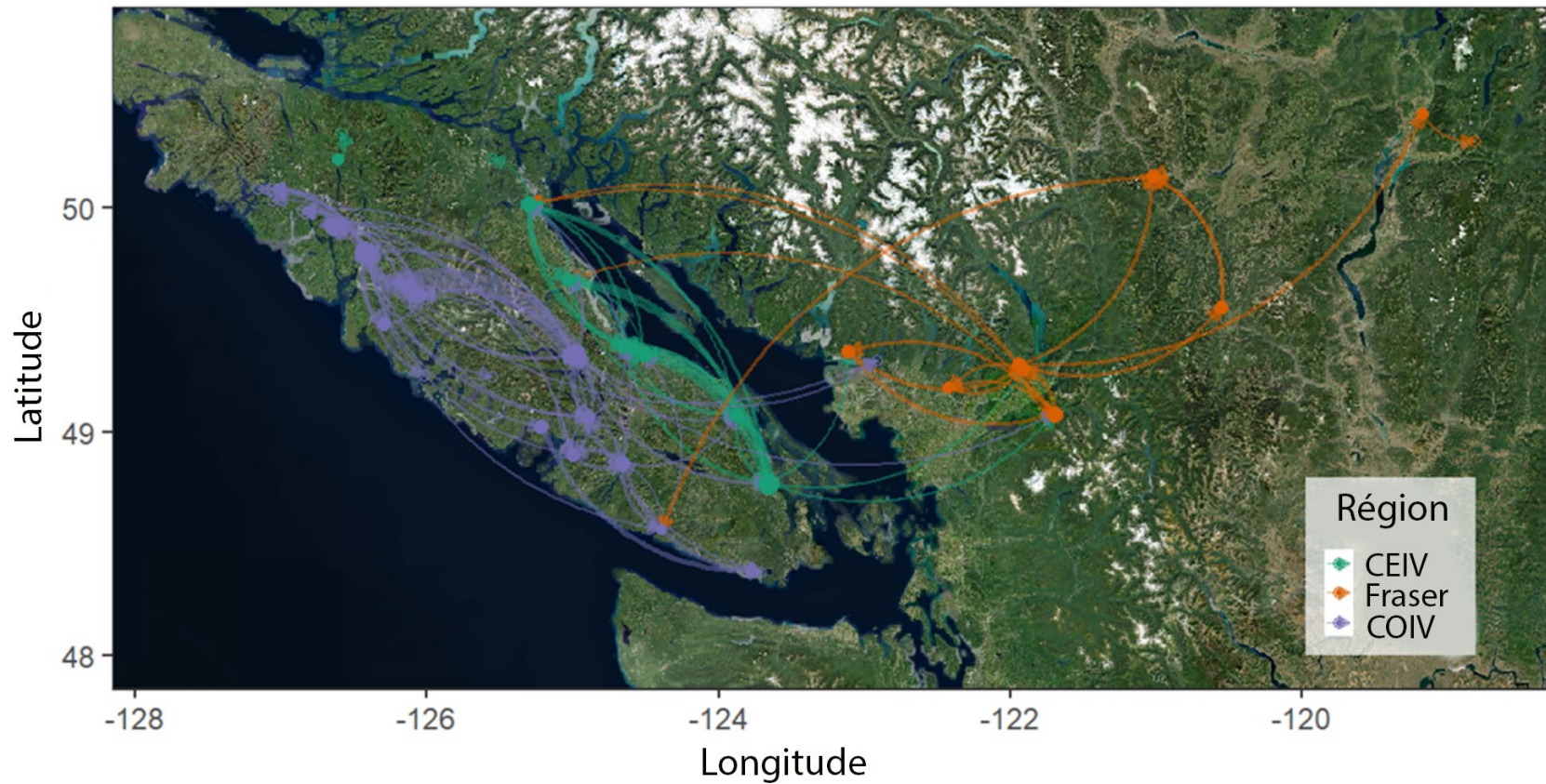


Figure 4.3. Carte des récupérations de poissons égarés dans le sud de la Colombie-Britannique dans des réseaux hydrographiques avec des échappées de plus de 500 individus entre 1998 et 2021. Pour chaque écloserie, les cercles sont mis à l'échelle selon l'ampleur de l'égarement des poissons des rivières donneuses observée à partir de cette installation et l'épaisseur de la flèche est mise à l'échelle selon le nombre de poissons d'écloserie égarés des populations donneuses dans les populations réceptrices.

Tableau 4.2. Taux annuels moyens d'égarement des poissons des rivières donneuses (TE) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique qui remonte dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique, estimés à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées ou des marques thermiques. Le nombre et la plage d'années utilisés dans les calculs (n) et l'écart-type (ET) des estimations sont indiqués. *Les estimations entre parenthèses pour la rivière Conuma et le ruisseau Robertson représentent les taux d'égarement moyens pour la population calculés en utilisant l'abondance terminale pour mettre à l'échelle les récupérations de poissons d'écloserie au lieu de l'échappée seule.

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT (TE)							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET
Rivière Conuma	CK-032	0,0 %	0,0 - 0,1 %	(10) 1998–2007	0,0 %	3,7 % (2,0 %)*	0,0–3,8 %	(23) 1998–2021	3,2 %
Rivière Burman	CK-032	–	–	–	–	4,3 %	0,0–26,3 %	(16) 2006–2021	6,9 %
Rivière Gold	CK-032	–	–	–	–	13,0 %	0,0–37,8 %	(5) 2012–2020	26,2 %
Ruisseau Robertson	CK-031	0,5 %	0,0–4,8 %	(24) 1998–2021	1,2 %	2,0 % (0,9 %)*	0,0–12,1 %	(24) 1998–2021	2,7 %
Rivière Nahmint	CK-031	4,2 %	0,0–13,5 %	(7) 2002–2021	5,5 %	17,7 %	0,0–50,3 %	(10) 2002–2019	19,9 %
Rivière Nitinat	CK-031	0,1 %	0,0–0,5 %	(9) 1998–2019	0,2 %	0,9 %	0,0–2,3 %	(23) 1999–2021	0,6 %
Rivière Sarita	CK-031	2,3 %	0,0–13,4 %	(11) 1998–2021	4,2 %	3,1 %	0,0–15,6 %	(21) 2000–2021	3,9 %
Rivière Cowichan	CK-022	7,2 %	0,6–29,2 %	(24) 1998–2021	6,8 %	1,5 %	0,0–10,5 %	(12) 2009–2021	3,1 %
Rivière Big Qualicum	CK-027	1,6 %	0,0–5,1 %	(13) 1999–2021	1,5 %	–	–	–	–
Rivière Nanaimo –	CK-025	4,0 %	1,0–13,4 %	(11) 1998–2008	3,8 %	0,7 %	0,0–4,1 %	(12) 2007–2018	1,2 %
Rivière Nanaimo – été	CK-083	2,9 %	0,0–5,3 %	(7) 1998–2004	2,7 %	2,7 %	0,0–10,4 %	(9) 2008–2021	4,4 %
Rivière Puntledge –	CK-027	1,2 %	0,0–9,3 %	(21) 1998–2021	2,4 %	–	–	–	–
Rivière Puntledge –	CK-083	0,3 %	0,0–3,7 %	(24) 1998–2021	0,8 %	–	–	–	–
Rivières Campbell/Quinsam	CK-029	1,2 %	0,0–4,7 %	(24) 1998–2021	1,3 %	0,3 %	0,0–2,4 %	(21) 2000–2021	0,6 %
Rivière Capilano	CK-9007	7,6 %	0,0–32,9 %	(14) 1998–2021	9,8 %	–	–	–	–
Rivière Chilliwack	CK-9008	0,7 %	0,0–5,0 %	(24) 1998–2021	1,1 %	0,0 %	0,0–0,1 %	(14) 1998–2011	0,0 %
Rivière Harrison	CK-003	0,4 %	0,0–1,7 %	(19) 1998–2019	0,5 %	–	–	–	–
Basse Shuswap	CK-015	0,1 %	0,0–1,3 %	(24) 1998–2021	0,3 %	–	–	–	–

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT (TE)							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET
Moyenne Shuswap	CK-015	0,0 %	0,0–0,0 %	(19) 1998–2021	0,0 %	–	–	–	–
Moyenne globale (type océanique)		2,0 %				4,2 %			

Tableau 4.3. Taux annuels moyens d'égarement des poissons des rivières donneuses hors de l'UC (TE_{HUC}) pour le saumon chinook d'écloserie de type océanique qui remonte dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique, estimés à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées ou des marques thermiques. Le nombre et la plage d'années utilisés dans les calculs (n) et l'écart-type (ET) des estimations sont indiqués. *Les estimations entre parenthèses pour la rivière Conuma et le ruisseau Robertson représentent les taux d'égarement moyens pour la population calculés en utilisant l'abondance terminale pour mettre à l'échelle les récupérations de poissons d'écloserie au lieu de l'échappée seule.

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT HORS DE L'UC (TE_{HUC})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET
Rivière Conuma	CK-032	0,0 %	0,0–0,1 %	(10) 1998–2007	0,0 %	0,2 % (0,1 %)	0,0–0,6 %	(23) 1998–2021	0,2 %
Rivière Burman	CK-032	–	–	–	–	0,1 %	0,0–1,9 %	(16) 2006–2021	0,5 %
Rivière Gold	CK-032	–	–	–	–	8,9 %	0,0–27,0 %	(5) 2012–2020	11,8 %
Ruisseau Robertson	CK-031	0,4 %	0,0–4,8 %	(24) 1998–2021	1,2 %	1,8 % (0,8 %)	0,0–12,0 %	(24) 1998–2021	2,7 %
Rivière Nahmint	CK-031	0,5 %	0,0–13,4 %	(9) 1998–2019	4,2 %	0,2 %	0,0–2,4 %	(10) 2002–2019	0,7 %
Rivière Nitinat	CK-031	0,0 %	0,0–0,4 %	(10) 2002–2021	0,1 %	0,1 %	0,0–0,9 %	(23) 1999–2021	0,2 %
Rivière Sarita	CK-031	0,0 %	0,0–0,0 %	(11) 1998–2021	0,0 %	0,4 %	0,0–4,4 %	(21) 2000–2021	1,0 %
Rivière Cowichan	CK-022	7,2 %	0,6–29,2 %	(24) 1998–2021	6,8 %	1,5 %	0,0–10,5 %	(12) 2009–2021	3,1 %
Rivière Big Qualicum	CK-027	0,7 %	0,0–3,4 %	(24) 1998–2021	0,9 %	–	–	–	–
Rivière Nanaimo –	CK-025	4,0 %	1,0–13,4 %	(11) 1998–2008	3,8 %	0,7 %	0,0–4,1 %	(12) 2007–2018	1,2 %
Rivière Nanaimo – été	CK-083	1,1 %	0,0–5,0 %	(7) 1998–2004	2,0 %	2,7 %	0,0–10,4 %	(9) 2008–2021	4,4 %
Rivière Puntledge –	CK-027	1,2 %	0,0–9,3 %	(21) 1998–2021	2,3 %	–	–	–	–
Rivière Puntledge – été	CK-083	0,3 %	0,0–3,7 %	(24) 1998–2021	0,8 %	–	–	–	–

Rivière donneuse	UC	TAUX D'ÉGAREMENT HORS DE L'UC (TE_{HUC})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et plage	ET
Rivières Campbell/Quinsam	CK-029	1,2 %	0,0–4,7 %	(24) 1998–2021	1,3 %	0,0 %	0,0–0,0 %	(21) 2000–2021	0,0 %
Rivière Capilano	CK-9007	7,6 %	0,0–32,9 %	(14) 1998–2021	9,8 %	–	–	–	–
Rivière Chilliwack	CK-9008	0,7 %	0,0–5,0 %	(24) 1998–2021	1,1 %	0,0 %	0,0–0,1 %	(14) 1998–2011	0,0 %
Rivière Harrison	CK-003	0,4 %	0,0–1,7 %	(24) 1998–2021	0,5 %	–	–	–	–
Basse Shuswap	CK-015	0,1 %	0,0–1,3 %	(19) 1998–2021	0,3 %	–	–	–	–
Moyenne Shuswap	CK-015	0,0 %	0,0–0,0 %	(24) 1998–2021	0,0 %	–	–	–	–
Moyenne globale (type océanique)		1,5 %				1,4 %			

Tableau 4.4. Ampleur de l'égarement des poissons des rivières donneuses (E_{TOT}) du saumon chinook d'écloserie de type océanique dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique, estimée à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées et des marques thermiques. La moyenne, la plage, l'écart-type (ET), le nombre (n) et la plage d'années utilisées dans les calculs sont indiqués.

Stock de la rivière donneuse	UC	AMPLEUR DE L'ÉGAREMENT DES POISSONS D'ÉCLOSERIE DANS DES RIVIÈRES NON NATALES (E_{TOT})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET
Rivière Conuma	CK-032	2	0–15	(10) 1998–2007	5	848	0–3 790	(23) 1998–2021	980
Rivière Burman	CK-032	–	–	–	–	99	0–712	(16) 2006–2021	185
Rivière Gold	CK-032	–	–	–	–	114	0–425	(5) 2012–2020	175
Ruisseau Robertson	CK-031	152	0–1 388	(24) 1998–2021	363	644	0–4 246	(24) 1998–2021	948
Rivière Nitinat	CK-031	17	0–80	(9) 1998–2019	32	158	0–599	(23) 1998–2021	164
Rivière Nahmint	CK-031	18	0–67	(10) 2002–2021	21	32	0–140	(13) 2001–2019	42
Rivière Sarita	CK-031	5	0–22	(11) 1998–2021	8	71	0–338	(21) 2000–2021	100
Rivière Cowichan	CK-022	118	8–497	(24) 1998–2021	117	12	0–49	(12) 2009–2021	19

Stock de la rivière donneuse	UC	AMPLEUR DE L'ÉGAREMENT DES POISSONS D'ÉCLOSERIE DANS DES RIVIÈRES NON NATALES (E_{TOT})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET
Rivière Big Qualicum	CK-027	76	0–322	(24) 1998–2021	80	–	–	–	–
Rivière Nanaimo – automne	CK-025	32	4–116	(11) 1998–2008	34	15	0–51	(12) 2007–2018	21
Rivière Nanaimo – été	CK-083	9	0–24	(7) 1998–2004	9	13	0–51	(9) 2008–2021	20
Rivière Puntledge – automne	CK-027	48	0–316	(21) 1998–2021	93	–	–	–	–
Rivière Puntledge – été	CK-083	3	0–47	(24) 1998–2021	10	–	–	–	–
Rivières Campbell/Quinsam	CK-029	43	0–128	(24) 1998–2021	36	60	0–119	(21) 2000–2021	32
Rivière Capilano	CK-9007	52	0–119	(14) 1998–2021	52	–	–	–	–
Rivière Chilliwack	CK-9008	213	0–1 061	(24) 1998–2021	292	5	0–21	(14) 1998–2011	6
Rivière Harrison	CK-003	19	0–94	(24) 1998–2021	27	–	–	–	–
Basse Shuswap	CK-015	3	0–61	(24) 1998–2021	12	–	–	–	–
Moyenne Shuswap	CK-015	0	–	(21) 1998–2021	–	–	–	–	–
Total	–	810	–	–	–	2 071	–	–	–

Tableau 4.5. Ampleur de l'égarement des poissons des rivières donneuses dans des rivières hors de l'UC (E_{HUC}) du saumon chinook d'écloserie de type océanique dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique, estimée à partir des récupérations étendues de micromarques magnétisées codées et des marques thermiques. La moyenne, la plage, l'écart-type (ET), le nombre (n) et la plage d'années utilisées dans les calculs sont indiqués.

Stock de la rivière donneuse	UC	AMPLEUR DE L'ÉGAREMENT DES POISSONS D'ÉCLOSERIE OBSERVÉE HORS DE L'UC (E_{HUC})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET
Rivière Conuma	CK-032	2	0–15	(10) 1998–2007	5	31	0–145	(23) 1998–2021	45
Rivière Burman	CK-032	–	–	–	–	4	0–56	(16) 2006–2021	14
Rivière Gold	CK-032	–	–	–	–	70	0–303	(5) 2012–2020	130
Ruisseau Robertson	CK-031	134	0–1 377	(24) 1998–2021	362	263	0–4 202	(24) 1998–2021	915

Stock de la rivière donneuse	UC	AMPLEUR DE L'ÉGAREMENT DES POISSONS D'ÉCLOSERIE OBSERVÉE HORS DE L'UC (E_{HUC})							
		MMC				MARQUAGE THERMIQUE			
		Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET	Moyenne	Plage	(n) Années et période	ET
Rivière Nitinat	CK-031	6	0–57	(9) 1998–2019	18	8	0–59	(23) 1998–2021	18
Rivière Nahmint	CK-031	1	0–13	(10) 2002–2021	4	1	0–7	(13) 2001–2019	2
Rivière Sarita	CK-031	0	–	(11) 1998–2021	–	6	0–61	(21) 2000–2021	14
Rivière Cowichan	CK-022	118	8–497	(24) 1998–2021	117	12	0–49	(12) 2009–2021	19
Rivière Big Qualicum	CK-027	28	0–117	(24) 1998–2021	24	–	–	–	–
Rivière Nanaimo – automne	CK-025	32	4–116	(11) 1998–2008	34	15	0–51	(12) 2007–2018	21
Rivière Nanaimo – été	CK-083	4	0–24	(7) 1998–2004	9	13	0–51	(9) 2008–2021	20
Rivière Puntledge – automne	CK-027	44	0–316	(21) 1998–2021	90	–	–	–	–
Rivière Puntledge – été	CK-083	3	0–47	(24) 1998–2021	10	–	–	–	–
Rivières Campbell/Quinsam	CK-029	43	0–128	(24) 1998–2021	36	49	0–77	(21) 2000–2021	17
Rivière Capilano	CK-9007	52	0–119	(14) 1998–2021	52	–	–	–	–
Rivière Chilliwack	CK-9008	213	0–1 061	(24) 1998–2021	292	5	0–21	(14) 1998–2011	6
Rivière Harrison	CK-003	19	0–94	(24) 1998–2021	27	–	–	–	–
Basse Shuswap	CK-015	3	0–61	(24) 1998–2021	12	–	–	–	–
Moyenne Shuswap	CK-015	0	–	(21) 1998–2021	–	–	–	–	–
Total	–	702	–	–	–	477	–	–	–

4.2. RIVIÈRES RÉCEPTRICES : CONTRIBUTION DES POISSONS D'ÉCLOSERIE ÉGARÉS AUX GÉNITEURS DANS LE SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE

L'égaré naturel peut profiter à une espèce ou à une population par la colonisation et l'accroissement de la diversité (Milner et Bailey 1989). Cependant, comme l'ont décrit le HSRG (2009, 2014) et Withler et ses collaborateurs (2018), l'égaré régulier par les lâchers de poissons d'écloserie à grande échelle peut avoir des conséquences négatives, comme la perte de diversité génétique, une diminution de la capacité d'adaptation aux conditions de l'habitat et des changements dans la structure des populations, qui peuvent réduire la viabilité des reproducteurs naturels. McElhaney et ses collaborateurs (2000) définissent la viabilité en termes de productivité, d'abondance, de diversité et de structure spatiale. Dans cette analyse, nous nous concentrons sur la contribution des géniteurs d'écloserie à l'échappée, telle qu'estimée par $pGÉF$, $pGON$ et $l'INP$. Nous différencions également $pGÉF$ entre les poissons égarés hors bassin ($pGÉF_{\text{égaré}}$) et les chinooks d'écloserie locaux frayant naturellement ($pGÉF_{\text{local}}$). Ces résultats sont résumés sur la figure 4.4 et dans le tableau 4.5. La contribution annuelle des poissons d'écloserie locaux et égarés à chaque rivière réceptrice est indiquée à la section 7 du présent rapport et à l'annexe E.

On a échantillonné 49 rivières régulièrement de 1998 à 2021 pour déceler la présence d'entailles de la nageoire adipeuse (MMC) ou de marques thermiques sur les otolithes. La répartition des programmes d'échantillonnage dans les rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique était inégale; les programmes ont été surtout effectués sur la COIV et la CEIV dans le bassin de Géorgie. Dans ces zones, nous estimons que plus de 85 % de la fraie naturelle a été incluse dans cette analyse. La plupart des zones présentaient un certain degré de mise en valeur, et presque toutes comportaient un certain type de marquage et d'échantillonnage.

Des zones importantes du sud de la Colombie-Britannique n'ont pas été échantillonnées, par exemple : l'inlet Esperanza, sur la COIV, où seule la rivière Zeballos a été échantillonnée; les bras de mer continentaux de la baie Howe à l'inlet Knight; et une grande partie du Fraser. Il y a eu peu ou pas de mise en valeur dans la plupart des régions non échantillonnées entre 1998 et 2021. Aucune mise en valeur directe n'a eu lieu dans seulement six rivières pour lesquelles des données étaient disponibles, toutes dans la COIV : les rivières Kauwinch, Tashish, Artlish et Kaouk dans la baie Kyuquot, et les rivières Megint et Moyeha dans la baie Clayquot.

4.2.1. $pGÉF_{\text{égaré}}$

Withler et ses collaborateurs (2018) ont recommandé des points de référence pour $pGÉF_{\text{égaré}}$ (tableau 3.1) dans les populations sans mise en valeur par les écloseries. Pour les rivières réceptrices sans mise en valeur directe, le point de référence pour la contribution des poissons égarés hors bassin était $pGÉF_{\text{égaré}} \leq 0,03$ pour maintenir une désignation « sauvage » ou $pGÉF_{\text{égaré}} > 0,03$ pour avoir une désignation « sauvage – influencée par les poissons égarés ». Pour cette dernière désignation, les auteurs ont utilisé la modélisation du flux génétique pour décrire un déclin à long terme de l'aptitude phénotypique à mesure que la valeur de $pGÉF_{\text{égaré}}$ augmente. Ici, nous considérons ce point de référence dans le contexte des populations qui connaissent également une mise en valeur locale, car un point de référence semblable pour les populations ayant à la fois des géniteurs locaux et des géniteurs d'écloserie égarés n'a pas été établi. Toutefois, il est possible qu'une valeur de 0,03 de $pGÉF_{\text{égaré}}$ ne soit pas suffisamment prudente pour maintenir l'aptitude phénotypique à long terme dans une population locale mise en valeur.

Sur la COIV, les populations des six rivières qui n'étaient pas mises en valeur par des écloseries locales avaient toutes une valeur de $pGÉF_{\text{égaré}}$ supérieure à 0,18, dépassant de loin

le point de référence défini dans Withler *et al.* (2018) pour les populations sauvages influencées par les poissons égarés ($pG\acute{E}F_{\text{égaré}} > 0,03$). Il y avait peu ou pas d'information sur les réseaux hydrographiques non mis en valeur dans les eaux intérieures de l'île de Vancouver (CEIV et bras de mer continentaux) ou du Fraser.

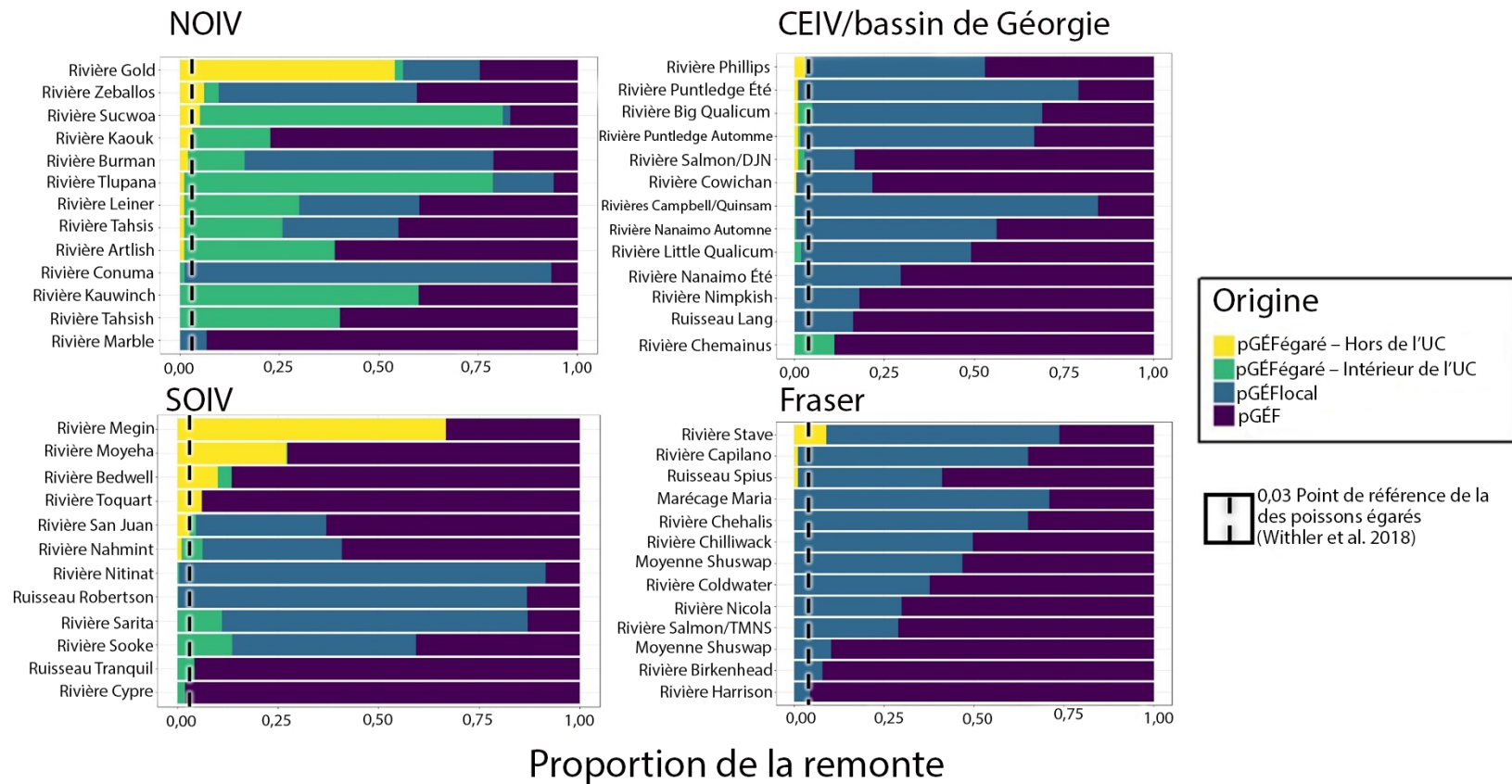


Figure 4.4. Proportion moyenne (de 1998 à 2021) de reproducteurs remontant dans 49 populations de rivières réceptrices de quatre régions du sud de la Colombie-Britannique. Les barres de différentes couleurs correspondent à l'origine respective des reproducteurs observés : les saumons égarés d'écloserie (jaune = pGÉF_{égaré, HUC}, vert = pGÉF_{égaré}), les poissons issus d'une écloserie locale qui remontent dans leur rivière natale (turquoise = pGÉF_{local}) ou les reproducteurs d'origine naturelle déterminés d'après l'absence d'entaille de la nageoire adipeuse, de micromarque magnétisée codée ou de marque thermique sur les otolithes (bleu foncé = pGON).

Il est important de noter que certaines rivières bénéficiant d'une mise en valeur ont été exclues, notamment le ruisseau Thornton, la rivière Henderson/rivière Clemens et le bassin versant de la rivière Kennedy. Il n'y a pas de programme de micromarques magnétisées codées ou de marquage thermique dans ces réseaux hydrographiques, qui ne figurent donc pas dans les données compilées ici. La mise en valeur et le marquage ont eu lieu par intermittence dans certaines rivières, comme la rivière Marble et le ruisseau Tranquil, durant la période de notre analyse, de sorte que les valeurs moyennes de $pGÉF$ ont probablement été sous-estimées dans ces réseaux.

La rivière Bedwell, dans la baie Clayoquot, fait l'objet d'une gestion spéciale en raison de sa catégorisation antérieure comme rivière indicatrice de l'échappée « sauvage » dans la baie. En 2011, après six années consécutives de remontes de moins de 100 chinooks adultes, on a décidé d'entreprendre une mise en valeur. La cible de production a été fixée à 25 000 œufs (environ 6 à 8 femelles), et une entaille a été pratiquée sur la nageoire adipeuse de tous les poissons relâchés des écloséries locales. Depuis 2013, la remonte moyenne est d'environ 500 chinooks par année.

La contribution des écloséries a été calculée pour ce stock à partir des entailles de nageoire adipeuse observées. La valeur de $pGÉF_{local}$ a atteint 0,42 au cours du premier cycle de remontes, mais a chuté à une moyenne de 0,18 dans les cinq dernières années (de 2017 à 2021). Les résultats de l'échantillonnage des marques thermiques dans la rivière Bedwell indiquent que la remonte était constituée à 18 % de poissons d'écloserie sans entaille ($pGÉF_{égéré} = 0,18$). La combinaison des deux donne une valeur de $pGÉF = 0,36$. La sélection des saumons chinooks sans entaille dans le stock de géniteurs donnerait une valeur de $pGON = 0,82$ et une $INP = 0,70$, ce qui indique une désignation « Intégrée-Transition » pour le saumon chinook de la rivière Bedwell. Il faut noter que la valeur $INP = 0,70$ suppose que les poissons d'écloserie égarés n'ont pas un effet négatif disproportionné sur l'influence adaptative naturelle dans la population, ce qui, comme nous l'avons vu plus tôt, est peu probable. Ainsi, $INP = 0,70$ est probablement une surestimation pour la rivière Bedwell. Cependant, dans tous les cas, l'égaré des poissons d'écloserie à un rythme supérieur au point de référence précisé dans Withler *et al.* ($pGÉF_{égéré} > 0,03$) permet de penser que l'aptitude phénotypique globale de la population de chinooks de la rivière Bedwell diminuera au fil du temps.

Une observation clé tirée de la figure 4.4 et du tableau 4.5 est que l'influence des poissons d'écloserie égarés peut être importante même dans les populations qui sont intégrées avec la mise en valeur par les écloséries locales. Par exemple, dans 13 rivières de la COIV où des saumons chinooks d'écloserie sont relâchés en tant que smolts de moins d'un an (à l'exclusion des trois grandes installations de la rivière Nitinat, du ruisseau Robertson, de la rivière Conuma, ainsi que de celle de la rivière Gold), $pGÉF_{égéré}$ représente une moyenne de 0,32 du total de $pGÉF$, en particulier dans l'UC de Nootka-Kyuquot (CK-32), en raison de la contribution des chinooks de l'écloserie de la rivière Conuma à $pGÉF_{égéré}$. L'élimination ou la réduction de l'étendue des poissons d'écloserie égarés entraînerait donc une diminution marquée de la valeur de $pGÉF$ dans de nombreux réseaux.

Parmi les rivières restantes bénéficiant d'une mise en valeur ciblée et d'un marquage, nous examinons la valeur de $pGÉF_{égéré}$ à partir du tableau 4.5 par région.

Dans le NOIV, la valeur moyenne de $pGÉF_{égéré}$ dans la baie Quatsino (CK-33) était de 0,00 sur toute la série chronologique, comparativement à la région de Nootka-Kyuquot (CK-32), où la moyenne était de 0,37. Sur les 12 populations fluviales échantillonnées à cet endroit, seule la population de la rivière Conuma est tombée en dessous du point de référence de 0,03 pour $pGÉF_{égéré}$ (ce qui reflète le fait que l'écloserie de la rivière Conuma était l'*origine* de la plupart des poissons égarés dans cette région).

Pour le sud-ouest de l'île de Vancouver, $pGEF_{\text{égéré}}$ était en moyenne de 0,04. Cette région comprend la baie Barkley et les rivières jusqu'à la rivière Sooke, qui fait partie de l'unité de conservation CK-31. Nous avons exclu la rivière Sooke de ce calcul, car elle a reçu des transplants du stock de la rivière Nitinat pendant plus de 25 ans et il semble y avoir une relation d'égarément périphérique entre les deux réseaux. Nous remarquons également que les rivières de la baie Clayoquot n'ont pas été incluses ici, car elles ont été couvertes plus tôt dans cette section. Dans les cinq rivières échantillonnées pour détecter les marques thermiques dans la baie Clayoquot, on a observé une moyenne de 0,20 de $pGEF_{\text{égéré}}$. Cette valeur est probablement sous-estimée en raison de l'absence de marquage aux éclosiers de Tofino, du ruisseau Thornton et de la rivière Kennedy, qui n'avaient pas la capacité de marquer les poissons relâchés. Les poissons égarés issus de ces installations feront l'objet d'une section ultérieure sur les résultats génétiques. L'éclosier du ruisseau Thornton représente le cas spécial d'un réseau ayant un taux élevé de poissons de rivières donneuses égarés dans la baie Clayoquot qui n'était détectable qu'avec l'utilisation d'outils génétiques. Nous approfondissons ce point à la section 5 (Sources de biais et d'incertitude).

Sur la CEIV, dans le bassin de Géorgie, la valeur moyenne de $pGEF_{\text{égéré}}$ était de 0,03. Elle comprend 12 populations de Victoria au nord de Campbell River dans quatre UC de saumon chinook à montaison automnale (CK-22, CK-25, CK-27 et CK-29) et une de saumon chinook à montaison estivale (CK-83). Avec une valeur moyenne de $pGEF_{\text{égéré}}$ de 0,3, la plupart des populations de cette région étaient conformes au point de référence recommandé dans Withler *et al.* (2018). Ce point de référence n'était régulièrement dépassé que dans la rivière Chemainus, probablement en raison de la transplantation de populations dans le réseau. Les calculs de $pGEF_{\text{égéré}}$ sur la CEIV étaient fondés sur les données tirées des MMC, sauf dans les rivières Chemainus et Nanaimo, où des échantillons d'otolithes ont été prélevés (des MMC et des marques thermiques étaient disponibles). Les échantillons de marques thermiques prélevés dans les rivières Campbell/Quinsam n'ont pas été utilisés pour calculer les valeurs moyennes de $pGEF_{\text{égéré}}$, mais ils sont présentés à la section 7. Cependant, des marques thermiques de l'éclosier de la rivière Quinsam ont été retrouvées dans la rivière Salmon, juste au nord de l'éclosier de la rivière Quinsam.

Dans les fjords du sud, de la baie Howe à l'inlet Loughborough, la valeur moyenne de $pGEF_{\text{égéré}}$ était de 0,01. Nous n'avons utilisé que trois rivières avec des échantillons dans cette analyse : la rivière Capilano et le ruisseau Lang dans l'UC CK-9007 et la rivière Phillips dans l'UC CK-28. Cette analyse était fondée uniquement sur les MMC.

Les estimations de $pGEF_{\text{égéré}}$ dans le bas Fraser comprenaient cinq UC : CK-003, CK-004, CK-007, CK-9006 et CK-9008. La valeur moyenne de $pGEF_{\text{égéré}}$ était de 0,02; elle dépassait le point de référence de 0,03 uniquement dans la rivière Stave, où la valeur moyenne de $pGEF_{\text{égéré}}$ était de 0,09. Cette analyse régionale reposait seulement sur les MMC.

L'analyse dans le bassin hydrographique de la rivière Thompson comprenait les UC CK-14, CK-15 et CK-17. On n'a observé des poissons égarés que dans l'un des six réseaux, et seulement une année (ruisseau Spius, 2000). On n'a trouvé aucune autre preuve d'égarément d'après les échantillons de MMC prélevés dans chacun des six réseaux.

C'est dans la COIV que le risque lié à $pGEF_{\text{égéré}}$ était le plus grand. L'éclosier de Conuma est le principal contributeur des poissons égarés dans les rivières de la COIV. Dans toutes les autres zones, les poissons égarés provenant des éclosiers donneuses semblent approcher ou tomber en dessous du point de référence pour la désignation « sauvage » (en ce qui concerne la contribution des poissons égarés). Il convient de noter que la mise en valeur est importante dans la plupart de ces rivières ($pGEF_{\text{local}}$). Si nous ajustons ces estimations des géniteurs pour

exclure la mise en valeur locale, la valeur de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ serait considérablement plus élevée et au-dessus du point de référence de 3 % indiqué dans Withler *et al.* (2018).

4.2.2. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ dans des rivières hors de l'UC d'origine

Les poissons d'écloserie qui s'égareront dans des rivières et des populations reproductrices hors de leur UC d'origine peuvent avoir des effets néfastes sur les populations réceptrices. Sur les 49 rivières réceptrices examinées dans le présent rapport, dix affichaient une valeur moyenne de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}$ supérieure au point de référence de 0,03 pour $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ (tableau 4.5) :

- rivière Gold, UC CK-032. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,59$. Tel qu'indiqué précédemment, il s'agit d'un cas spécial d'un égarement de masse à partir de l'écloserie du ruisseau Robertson, probablement en raison des similitudes olfactives avec la rivière Somass.
- rivière Sucwoa, UC CK-032. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,04$. Un poisson de l'écloserie du ruisseau Robertson s'est égaré une des cinq années d'échantillonnage. La rivière Sucwoa se trouve près de la rivière Conuma et a reçu beaucoup de poissons égarés de la rivière Conuma. Les rivières Sucwoa, Canton et Conuma sont désormais gérées comme un stock unique.
- rivière Zeballos, UC CK-032. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,06$. Des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson se sont égarés deux des sept années d'échantillonnage; on a observé des poissons égarés de la rivière Nitinat une des sept années, et des poissons égarés de la rivière Sarita quatre des sept années d'échantillonnage. Soulignons la grande ampleur des poissons égarés de la rivière Conuma dans la rivière Zeballos.
- rivière Bedwell, UC CK-031. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,09$. Les marques thermiques ont indiqué des poissons égarés de la rivière Gold (élevés à l'écloserie de la rivière Conuma) quatre des huit années d'échantillonnage; on a aussi observé des récupérations des rivières Conuma et Leiner une des huit années d'échantillonnage.
- rivière Megin, UC CK-031. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,58$. Poissons égarés provenant seulement de la rivière Conuma; observés une des cinq années d'échantillonnage.
- rivière Moyeha, UC CK-031. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,18$. Poissons égarés provenant de la rivière Conuma; observés une des deux années d'échantillonnage.
- rivière Toquart, CK-031. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,06$. Poissons égarés provenant seulement de la rivière Conuma; observés les deux années d'échantillonnage.
- rivière San Juan, UC CK-031. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,03$. Des poissons égarés provenant principalement de la rivière Nitinat ont été observés huit des dix années d'échantillonnage. Des poissons égarés provenant de la rivière Conuma, du ruisseau Robertson et de la rivière Tlupana ont été observés deux des dix années d'échantillonnage. Des poissons égarés provenant du ruisseau Spius auraient été observés en 2019, mais il pourrait s'agir d'une erreur de saisie de données.
- rivière Phillips, UC CK-028. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,03$. Des poissons égarés de l'extérieur de l'UC provenaient des écloseries de la rivière Puntledge, des rivières Campbell/Quinsam et des États-Unis. Il n'y a pas eu d'égarement la plupart des années, mais le pourcentage de deux années dépasse 10 % du nombre total de géniteurs.
- rivière Stave, UC CK-9006. $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC} = 0,09$. L'échantillonnage n'a eu lieu que de 1998 à 2003 au cours de notre série chronologique. Les poissons égarés hors de l'UC provenaient principalement de la rivière Chilliwack et ont été récupérés trois des six années d'échantillonnage; des poissons égarés provenant de la rivière Harrison ont été observés en

plus petit nombre, cinq des six années d'échantillonnage, et un provenant de la rivière Cowichan a été observé en 1999.

4.2.3. INP

Les valeurs moyennes de l'*INP* sont présentées pour chaque rivière réceptrice dans le tableau 4.5. La figure 4.5 illustre une carte thermique des estimations annuelles, lorsqu'elles sont calculables, et la désignation de chaque réseau selon Withler *et al.* (2018) est indiquée à la section 7. Dans cette section, nous décrivons les différences dans l'influence des écloseries (*INP*) entre les régions en comparant le nombre de populations qui relèvent des désignations « Intégrée-Écloserie » (*INP* < 0,5), « Intégrée-Transition » (*INP* entre 0,5 et 0,8) et « Intégrée-Sauvage » (*INP* > 0,8) au cours des cinq dernières années où l'échantillonnage est disponible.

Dans la région du NOIV, les valeurs de l'*INP* étaient faibles pour la plupart des cours d'eau, dénotant des populations de type « Intégrée-Écloserie » (*INP* < 0,5). Dans ce cas, la valeur moyenne de l'*INP* était inférieure à 0,5 au cours des cinq dernières années pour huit des neuf réseaux pour lesquels il a été possible de calculer l'*INP*. La plupart de ces populations étaient situées dans la baie Nootka et ont été mises en valeur par l'écloserie de la rivière Conuma entre 1998 et 2021. Une population de l'UC du nord (CK-33), la rivière Marble, faisait partie de la catégorie « Intégrée-Sauvage ».

Dans le SOIV, quatre des neuf réseaux ont été désignés étant de type « Intégrée-Écloserie », trois comme des types « Intégrée-Transition » et deux comme des types Intégrée-Sauvage. Les deux populations désignées « Intégrée-Sauvage », la rivière Toquart et le ruisseau Tranquil, ont été estimées à partir d'une seule année et ne doivent pas être considérées comme des indicateurs des tendances pour la région. Cependant, comparativement au NOIV, les rivières du sud avaient généralement des *INP* plus élevées, à l'exception des réseaux ayant une production d'écloserie à grande échelle (ruisseau Robertson, rivière Nitinat et rivière Sarita) et de la population transplantée de la rivière Sooke.

Sur la CEIV, cinq populations ont été désignées comme des populations « Intégrée-Écloserie »; tous les réseaux qui soutiennent une production d'écloserie à grande échelle (rivière Quinsam, rivière Puntelidge (à montaison automnale et estivale), rivière Big Qualicum et rivière Nanaimo (montaison automnale). Deux populations ont été désignées « Intégrée-Transition », la population de la rivière Nanaimo à montaison estivale (un stock de conservation) et la population de la rivière Salmon/détroit de Johnstone (DJN). Trois populations ont été désignées comme « Intégrée-Sauvage » sur la CEIV (rivière Nimpkish, rivière Cowichan et rivière Little Qualicum). Comparativement à la COIV (nord et sud), les valeurs de l'*INP* étaient généralement plus élevées, notamment celles calculées dans les réseaux Intégrée-Écloserie.

Dans le Fraser, les trois seules populations « Intégrée-Écloserie » observées avaient été transplantées et sont soutenues par une importante écloserie (rivière Chilliwack, rivière Chehalis et rivière Stave). Outre ces populations, six stocks ont été désignés comme des populations « Intégrée-Transition » (marécage Maria, rivière Coldwater, ruisseau Spius, rivière Nicola, rivière Salmon/haute Thompson (TOMF), moyenne Shuswap), et deux comme des populations « Intégrée-Sauvage » (rivière Harrison et basse Shuswap). Ces deux populations « Intégrée-Sauvage » avaient les valeurs les plus régulièrement élevées de l'*INP* observées au cours de la série chronologique.

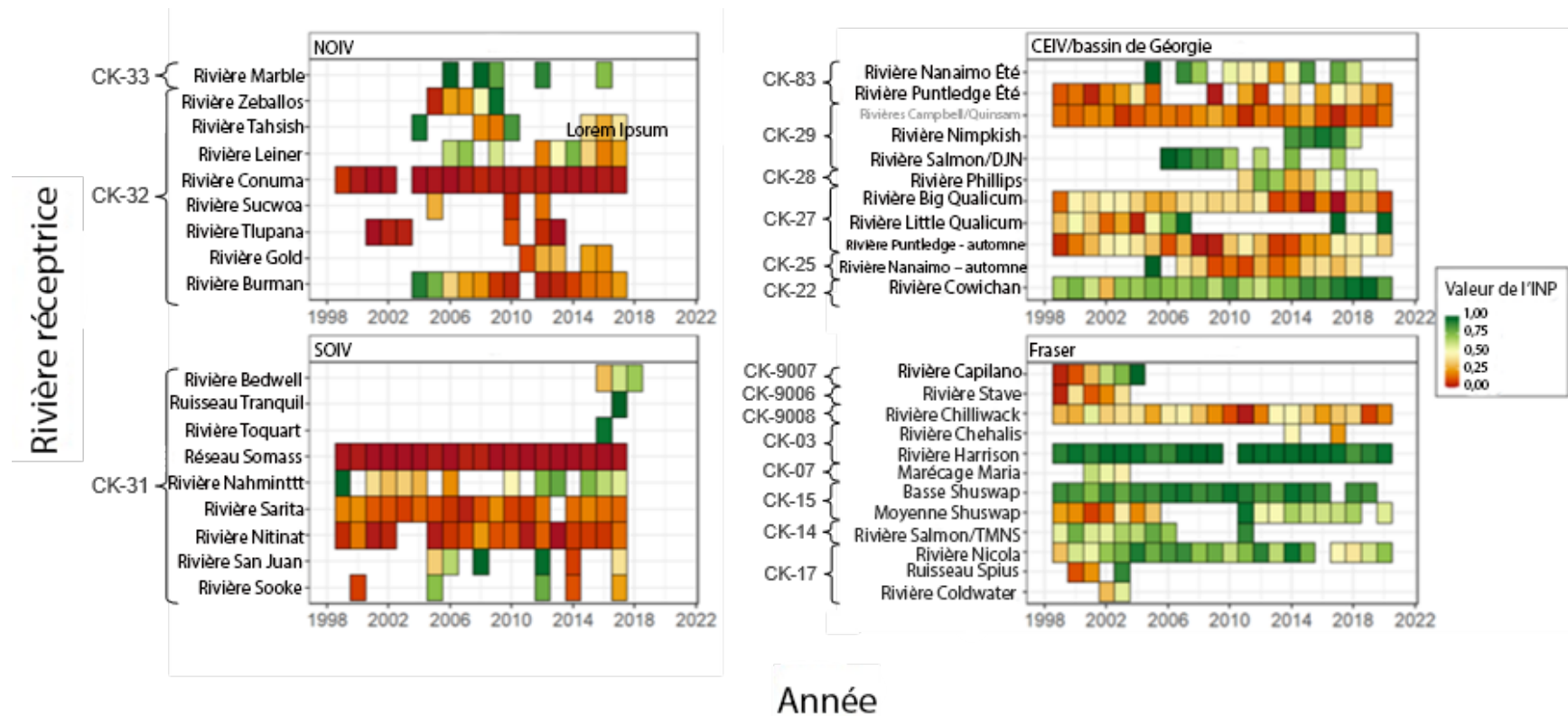


Figure 4.5. Carte thermique des estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) calculées annuellement pour les rivières du sud de la Colombie-Britannique, par unité de conservation (UC) et région géographique pour 41 populations reproductrices. NOIV = Nord-ouest de l'île de Vancouver; SOIV = Sud-ouest de l'île de Vancouver; CEIV/BG = Côte est de l'île de Vancouver/bassin de Géorgie; Fraser = Bassin versant du Fraser.

Tableau 4a. Échappée moyenne, contribution des écloseseries et influence naturelle proportionnelle (INP) pour les rivières réceptrices dans la région de la COIV entre 1998 et 2021. Les proportions moyennes de géniteurs issus d'une éclosionerie locale ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'éclosionerie ($pGÉF_{égaré}$), de géniteurs égarés d'éclosionerie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), l'influence naturelle proportionnelle (INP) et l'INP des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites pour chaque rivière. Les valeurs moyennes de l'INP sont codées par couleur en fonction des points de référence indiqués dans Withler et al. (2018) : Sauvage-Intégrée (SI) = vert; Intégrée-Transition (IT) = orange; Intégrée-Éclosionerie (IÉ) = rouge. Les données sont présentées par unité de conservation (UC) et le type de données utilisé dans l'estimation est indiqué (MMC = micromarque magnétisée codée, MT = marque thermique). Les rivières en gris et marquées d'un astérisque indiquent les réseaux hydrographiques dans lesquels on n'a pas prélevé >20 échantillons au cours d'une année de l'analyse.

UC	Rivière réceptrice	Région	Données	ÉCHAPPÉE	$pGÉF_{local}$	$pGÉF_{égaré}$	$pGÉF_{égaré, HUC}$	$pGÉF$	INP_{local}	INP	Désignation
CK-033	Rivière Marble	Baie Quatsino	MT	3 028	0,06	0,00	0,00	0,06	0,91	0,91	SI
CK-032	Rivière Artlish	Baie Kyuquot	MT	333	0,00	0,39	0,01	0,39	--	--	—
	Rivière Kaouk*		MT	429	0,00	0,04	0,00	0,24	--	--	—
	Rivière Kauwinch*		MT	104	0,00	0,60	0,00	0,60	--	--	—
	Rivière Tahsish		MT	648	0,00	0,52	0,00	0,52	--	--	—
	Rivière Conuma	Baie Nootka	MT	21 916	0,96	0,01	0,00	0,97	0,03	0,03	IÉ
	Rivière Burman		MT	2 630	0,63	0,16	0,02	0,79	0,29	0,25	IÉ
	Rivière Gold		MT	2 397	0,17	0,61	0,59	0,78	0,62	0,26	IÉ
	Rivière Leiner		MT	691	0,30	0,30	0,01	0,60	0,69	0,47	IÉ
	Rivière Sucwoa		MT	96	0,01	0,86	0,04	0,87	0,83	0,17	IÉ
	Rivière Tahsis		MT	739	0,29	0,26	0,01	0,55	0,76	0,58	IT
	Rivière Tlupana		MT	379	0,15	0,79	0,01	0,94	0,45	0,07	IÉ
	Rivière Zeballos		MT	248	0,50	0,10	0,06	0,60	--	--	—
CK-031	Rivière Bedwell	Baie Clayoquot	MT	222	0,00	0,15	0,09	0,15	1,00	0,85	SI
	Rivière Cypre		MT	780	0,00	0,03	0,03	0,03	--	--	—
	Rivière Megin*		MT	74	0,00	0,58	0,58	0,58	--	--	—
	Rivière Moyeha*		MT	124	0,00	0,18	0,18	0,18	--	--	—
	Ruisseau Tranquil		MT	543	0,00	0,04	0,00	0,04	1,00	1,00	SI
	Ruisseau Robertson	Baie Barkley	MT	41 965	0,91	0,00	0,00	0,91	0,01	0,01	IÉ
	Rivière Nahmint		MT	519	0,28	0,11	0,01	0,40	0,61	0,57	IT
	Rivière Sarita		MT	2 022	0,76	0,11	0,00	0,87	0,15	0,14	IÉ
	Rivière Toquart		MT	290	0,00	0,06	0,06	0,06	1,00	0,95	SI

UC	Rivière réceptrice	Région	Données	ÉCHAPPÉE	$pGÉF_{local}$	$pGÉF_{égare}$	$pGÉF_{égare, HUC}$	$pGÉF$	INP_{local}	INP	Désignation
	Rivière Nitinat	Nitinat - Sooke	MT	21 151	0,89	0,00	0,00	0,89	0,09	0,09	IÉ
	Rivière San Juan		MT	1 831	0,32	0,05	0,03	0,37	0,59	0,58	IT
	Rivière Sooke		MT	770	0,48	0,05	0,00	0,53	0,48	0,48	–

Tableau 4b. Échappée moyenne, contribution des écloséries et influence naturelle proportionnelle (INP) pour les rivières réceptrices dans les régions de la CEIV, des bras de mer côtiers et du Fraser entre 1998 et 2021. Les proportions moyennes de géniteurs issus d'une éclosérie locale ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'éclosérie ($pGÉF_{égare}$), de géniteurs égarés d'éclosérie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égare, HUC}$), l'influence naturelle proportionnelle (INP) et l'INP des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites pour chaque rivière. Les valeurs moyennes de l'INP sont codées par couleur en fonction des points de référence indiqués dans Withler et al. (2018) : Sauvage-Intégrée (SI) = vert; Intégrée-Transition (IT) = orange; Intégrée-Éclosérie (IÉ) = rouge. Les données sont présentées par unité de conservation (UC) et le type de données utilisé dans l'estimation est indiqué (MMC = micromarque magnétisée codée, MT = marque thermique). Les rivières en gris et marquées d'un astérisque indiquent les réseaux hydrographiques dans lesquels on n'a pas prélevé >20 échantillons au cours d'une année de l'analyse.

UC	Rivière réceptrice	Région	Données	ÉCHAPPÉE	$pGÉF_{local}$	$pGÉF_{égare}$	$pGÉF_{égare, HUC}$	$pGÉF$	INP_{local}	INP	Désignation
CK-083	Rivière Nanaimo – été	CEIV	MT	657	0,31	0,00	0,00	0,32	0,65	0,65	IT
	Rivière Puntledge – été		MMC	1 083	0,77	0,01	0,01	0,78	0,20	0,20	IÉ
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam		MMC	7 522	0,67	0,01	0,01	0,68	0,16	0,16	IÉ
	Rivière Nimpkish		MT	1 118	0,18	0,00	0,00	0,18	0,84	0,84	SI
	Rivière Salmon/DJN		MT	787	0,14	0,03	0,01	0,17	0,84	0,81	SI
CK-028	Rivière Phillips		MMC	59	0,48	0,03	0,03	0,52	0,51	0,51	IT
CK-027	Rivière Big Qualicum		MMC	8 002	0,63	0,04	0,01	0,67	0,30	0,28	IÉ
	Rivière Little Qualicum^		MMC	5 178	0,49	0,02	0,00	0,51	0,50	0,50	IT
	Rivière Puntledge – automne		MMC	8 156	0,66	0,01	0,01	0,67	0,31	0,31	IÉ
CK-025	Rivière Chemainus*		MT	238	0,00	0,16	0,00	0,16	--	--	–
	Rivière Nanaimo – automne		MT	3 758	0,56	0,01	0,01	0,57	0,33	0,33	IÉ
CK-022	Rivière Cowichan		MMC	9 658	0,23	0,01	0,01	0,24	0,75	0,75	IT
CK-9007	Rivière Capilano Ruisseau Lang^	Bras de mer côtiers	MMC	1 130	0,66	0,01	0,01	0,66	0,44	0,32	IÉ
			MMC	1 269	0,16	0,00	0,00	0,16	0,84	0,84	SI

UC	Rivière réceptrice	Région	Données	ÉCHAPPÉE	$pGÉF_{local}$	$pGÉF_{égéré}$	$pGÉF_{égéré, HUC}$	$pGÉF$	INP_{local}	INP	Désignation
CK-9006	Rivière Chehalis	Bas Fraser	MT	323	0,65	0,00	0,00	0,65	0,35	0,35	IÉ
	Rivière Stave		MMC	588	0,56	0,08	0,08	0,64	0,27	0,26	IÉ
CK-9008	Rivière Chilliwack		MMC	45 690	0,51	0,00	0,00	0,51	0,32	0,32	IÉ
CK-003	Rivière Harrison		MMC	83 766	0,04	0,01	0,01	0,04	0,95	0,95	SI
CK-004	Rivière Birkenhead*		MMC	581	0,08	0,00	0,00	0,08	--	--	—
CK-007	Marécage Maria		MMC	489	0,31	0,00	0,00	0,31	0,44	0,44	IÉ
CK-015	Basse Shuswap	Thompson Sud	MMC	30 052	0,10	0,00	0,00	0,10	0,89	0,89	SI
	Moyenne Shuswap		MMC	2 784	0,47	0,00	0,00	0,47	0,56	0,56	IT
CK-014	Rivière Salmon/TMNS		MMC	788	0,29	0,00	0,00	0,29	0,71	0,71	IT
CK-017	Rivière Coldwater	Basse Thompson	MMC	494	0,40	0,00	0,00	0,40	0,62	0,62	IT
	Rivière Nicola		MMC	5 315	0,30	0,00	0,00	0,30	0,69	0,69	IT
	Ruisseau Spius^		MMC	497	0,29	0,01	0,01	0,30	0,56	0,56	IT

^ La population n'a pas été marquée avec une micromarque magnétisée codée ou une marque thermique certaines des années incluses dans cette analyse; les valeurs de l' INP sont probablement surestimées.

4.3. ÉVALUATION GÉNÉTIQUE DU SAUMON CHINOOK ÉGARÉ SUR LA COIV

En 2013, 2014 et 2015, des fonds ont été versés en vue d'accroître l'échantillonnage pour cette évaluation du saumon chinook égaré sur la COIV et pour effectuer des analyses génétiques présentées au Fonds de dotation du sud en 2017 (voir la section 3.1.6).

L'analyse génétique des loci microsatellites a permis 1) de produire une évaluation parallèle de l'égaré des poissons d'écloserie et 2) d'estimer l'introgression génétique cumulative associée aux poissons égarés provenant de populations mises en valeur. Elle a été effectuée sur les mêmes échantillons que ceux soumis à l'analyse thermique des otolithes et sur des échantillons historiques provenant de bassins versants de la COIV, mis en valeur et non par les écloseries. Il a ainsi été possible d'examiner le degré de structuration et la stabilité de la structure de la population de saumons chinooks de la COIV et d'élucider les effets des interactions entre les poissons d'écloserie et les poissons sauvages depuis le début des efforts de mise en valeur à la fin des années 1970.

Les variations génétiques entre les populations de la COIV sont résumées sur la figure 4.6. Il y avait une forte différenciation génétique entre les stocks de production d'écloserie à grande échelle du ruisseau Robertson, de la rivière Conuma et de la rivière Nitinat, la variation génétique dans chaque stock s'étant maintenue relativement constamment depuis le début de la mise en valeur dans les années 1970. Les comparaisons avec la variation observée dans d'autres populations de la COIV donnent à penser que la variation génétique provenant des grandes écloseries (ruisseau Robertson, rivière Conuma et rivière Nitinat) a été introduite dans la majorité des populations présentes dans la même UC que l'écloserie, ce qui a entraîné une « homogénéisation génétique » entre les populations. Ce profil est cohérent avec les effets de l'égaré des réseaux mis en valeur sur la génétique des réseaux récepteurs présentés ici. De plus, l'homogénéisation a pu être exacerbée par au moins une transplantation d'un stock d'une grande écloserie (Robertson) dans une plus petite installation près d'Ucluelet (l'écloserie du ruisseau Thornton), suivie de l'égaré le long de la côte.

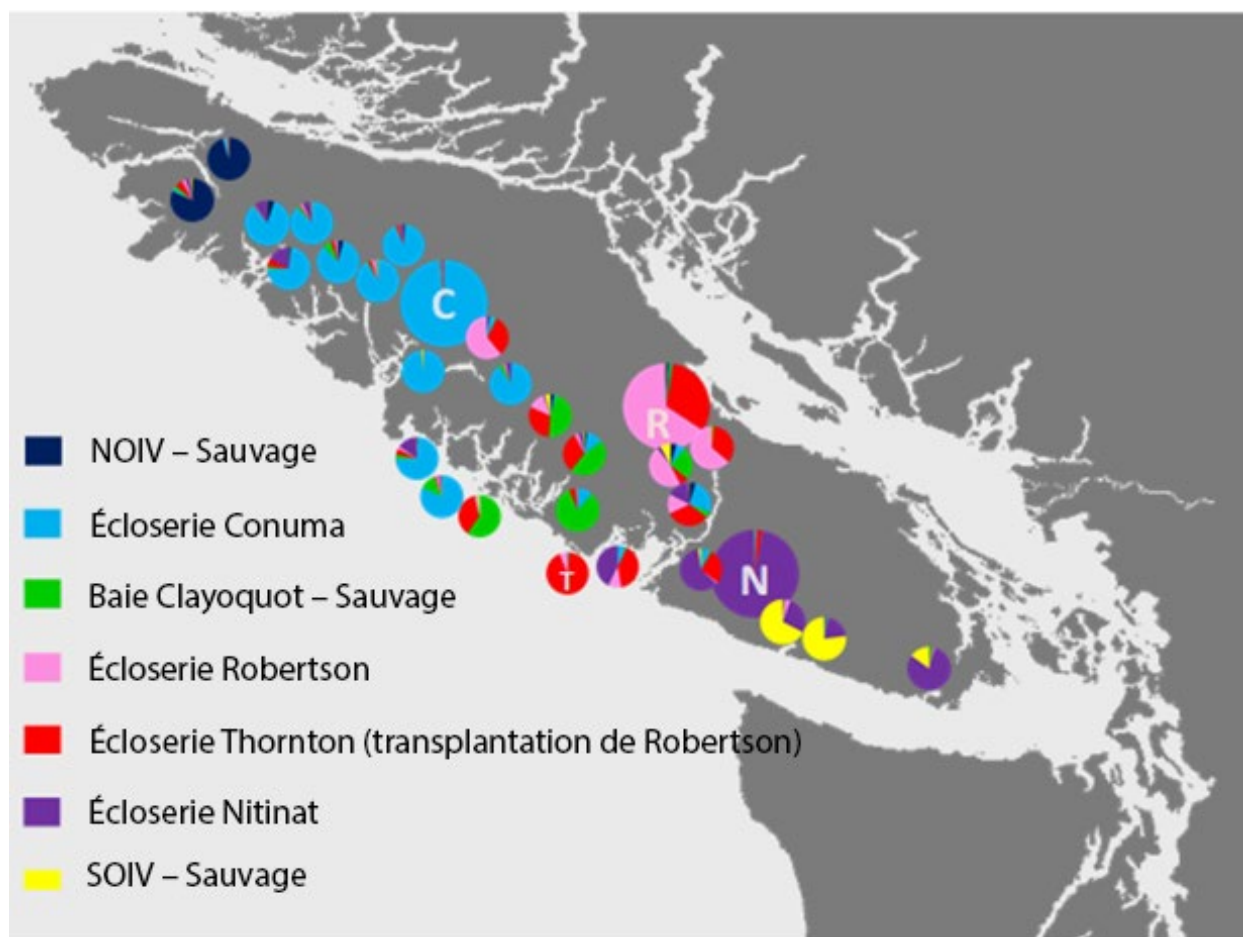


Figure 4.6. Ascendances génétiques des populations de saumons chinooks échantillonnées entre 2013 et 2015 sur la côte ouest de l'île de Vancouver. La taille du secteur du graphique indique la proportion moyenne de l'échantillon déterminée par l'analyse dans STRUCTURE comme provenant d'une ascendance génétique donnée correspondant à la couleur dans la légende.

Malgré le degré d'homogénéisation génétique observé dans l'ensemble de la COIV, il existe encore un certain nombre de signaux génétiques « sauvages » distincts chez le saumon chinook à plusieurs endroits. Les populations de la baie Clayoquot et de la baie Quatsino, ainsi que celles des rivières San Juan et Gordon, demeurent relativement distinctes des principaux stocks d'écloserie (en vert, marine et jaune sur la figure 4.6, respectivement). Dans une moindre mesure, cela est également vrai pour les chinooks de la rivière Sarita. La rivière Nahmint abrite une autre population relativement distincte, mais le stock de l'écloserie de la rivière fait l'objet d'un examen génétique visant à retirer les poissons d'ascendance mixte et les poissons égarés depuis plusieurs années.

Dans l'évaluation qui accompagne ce travail, décrite à la section 3.1.6, plusieurs de ces populations ont été évaluées au fil du temps, à l'aide d'un dendrogramme du plus proche voisin des échantillons de population et d'une analyse de mélange STRUCTURE montrant les ascendances génétiques présentes dans différents échantillons. Deux de ces analyses sont présentées ci-après : la rivière Burman comparée à la rivière Conuma (figure 4.7) et le ruisseau Tranquil et la rivière Cypre comparés au ruisseau Thornton (figure 4.8). Le rapport d'évaluation du Fonds de dotation du Sud présente des comparaisons et des résultats analogues observés dans les rivières Toquart, Nahmint et San Juan (voir la section 3.1.6).

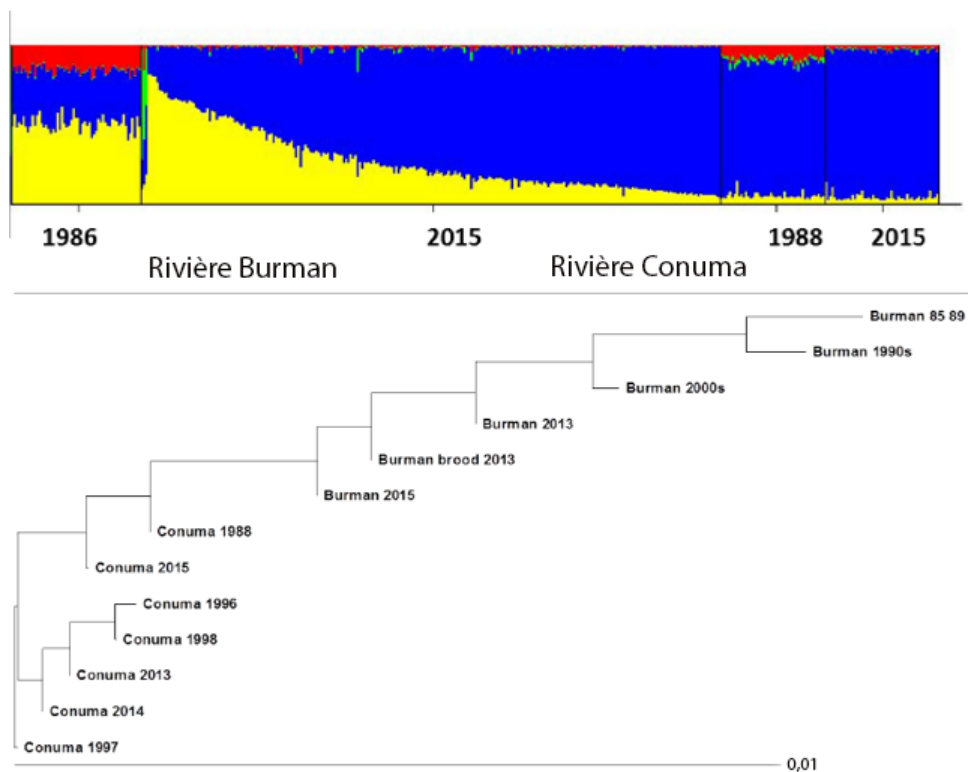


Figure 4.7. La figure du haut montre les résultats de l'analyse STRUcTURE des chinooks géniteurs de la rivière Burman par rapport à ceux de la rivière Conuma de 1986 à 1988 et en 2015. Chaque ligne verticale représente les variantes génétiques dans un reproducteur individuel, les différentes couleurs représentant différentes ascendances génétiques (bleu = ascendance dominante de la rivière Conuma; jaune = ascendance dominante de la rivière Burman). Un dendrogramme du plus proche voisin des échantillons de saumon chinook prélevés dans les rivières Burman et Conuma durant la même période est illustré en dessous.

Les analyses STRUcTURE et des dendrogrammes indiquent que la différenciation génétique entre le chinook des rivières Conuma et Burman a considérablement diminué entre les années 1980 et 2015 (figure 4.7). Cette diminution n'est pas le résultat direct de l'égaré de géniteurs de l'écloserie de la rivière Conuma dans la rivière Burman, car les marques thermiques ont confirmé une ascendance élevée de la rivière Conuma à la fois chez les chinooks porteurs d'une marque thermique de l'écloserie de la rivière Burman et ceux n'ayant aucune marque thermique. Par conséquent, la similarité génétique croissante entre le saumon chinook dans les rivières Burman et Conuma est une conséquence de l'égaré et de l'introgression de la variation génétique des poissons de la rivière Conuma dans la population de la rivière Burman au cours de cette période. Étant donné que des poissons égarés de l'écloserie de la rivière Conuma étaient probablement présents dans de nombreuses collectes de stock de géniteurs de la rivière Burman durant ces 30 ans, la mise en valeur de la population par l'écloserie de la rivière Burman a presque certainement contribué à l'introgression observée.

Comme dans l'exemple des rivières Burman et Conuma, les analyses STRUcTURE et des dendrogrammes des échantillons du ruisseau Tranquil, de la rivière Cypre et du ruisseau Thornton ont montré que la variation génétique dans les deux anciennes populations était largement indépendante de cette dernière population dans les années 1990 et au début des années 2000 (figure 4.8). En revanche, les échantillons du ruisseau Tranquil et de la rivière Cypre en 2014 et 2015 prouvent clairement l'ascendance du ruisseau Thornton. Encore une fois, ce profil est conforme à l'augmentation de l'égaré du ruisseau Thornton, probablement dominé par les poissons d'écloserie, qui se traduit par l'introgression de la variation génétique des poissons du ruisseau Thornton dans les populations du ruisseau Tranquil et de la rivière Cypre.

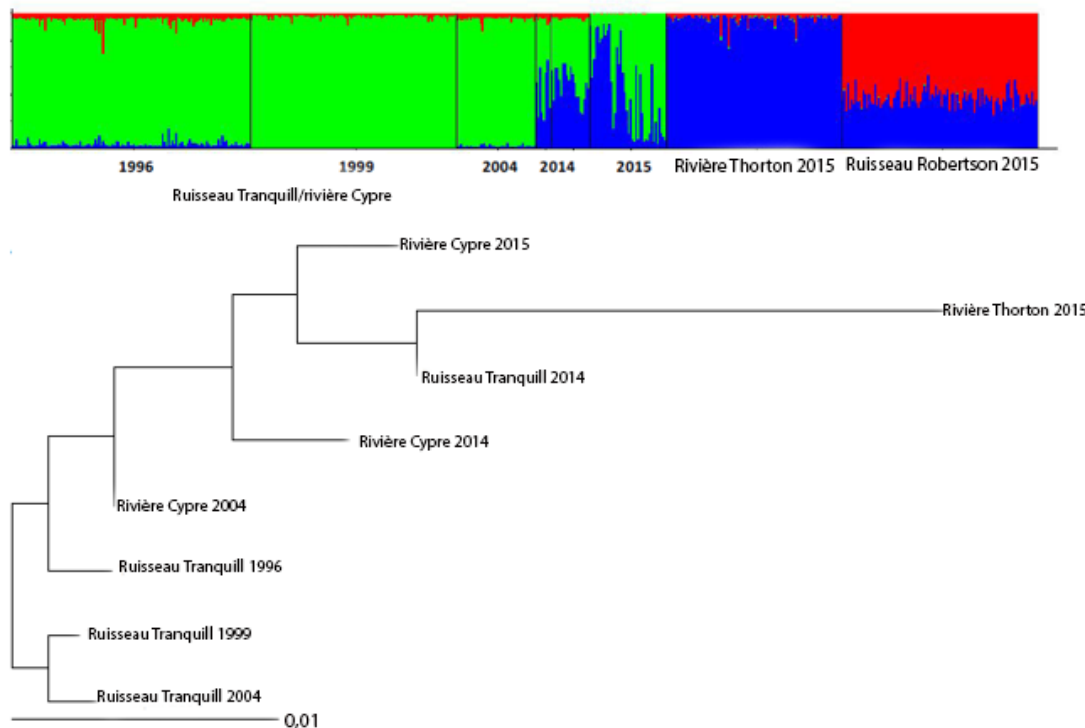


Figure 4.8. La figure du haut est une analyse STRUCTURE des géniteurs du ruisseau Tranquill, de la rivière Cypre, du ruisseau Thornton et du ruisseau Robertson de 1996 à 2015. Chaque ligne verticale représente les variantes génétiques dans un reproducteur individuel, les différentes couleurs représentant différentes ascendances génétiques (vert : ascendance dominante du ruisseau Tranquill/de la rivière Cypre; bleu : ascendance dominante du ruisseau Thornton; rouge : ascendance dominante du ruisseau Robertson). Il convient de noter que le stock de géniteurs original du ruisseau Thornton était une transplantation du ruisseau Robertson, ce qui explique probablement l'ascendance bleue partagée entre ces stocks. Un dendrogramme du plus proche voisin des échantillons de saumon chinook prélevés dans le ruisseau Tranquill, la rivière Cypre et le ruisseau Thornton durant la même période est illustré en dessous.

4.4. FACTEURS INFLUENÇANT LE TAUX D'ÉGAREMENT DES POISSONS DES RIVIÈRES DONNEUSES

L'égaré est une composante du cycle biologique de chaque espèce de saumons (Waples *et al.* 2008), qui est la base de la colonisation du saumon du Pacifique. Cependant, le taux d'égaré est aussi généralement assez faible pour permettre l'adaptation et les similitudes génétiques dans les groupes de stocks (p. ex. les UC de la Politique concernant le saumon sauvage) et la diversité entre les groupes (Holtby et Ciruna 2007).

Des facteurs environnementaux externes peuvent influencer sur le taux d'égaré. En mer, les déplacements du saumon peuvent être influencés par les températures de l'océan, la lumière et les champs géomagnétiques, la sénescence et l'exposition à des produits chimiques toxiques (Dat *et al.* 1995; Putman *et al.* 2013).

Une fois que les poissons reviennent dans les milieux marins côtiers ou dulcicoles, la détection olfactive d'odeurs chimiques imprégnées chez les juvéniles lors des premiers stades de croissance en eau douce et de la transformation des tacons en smolts, ou un changement de la signature chimique de la rivière natale au fil du temps, peut avoir une incidence sur l'égaré (Zimmer-Faust *et al.* 1995; Quinn 2005). Un bassin hydrographique commun ou une source d'eau partagée produirait certainement une similitude dans les odeurs de l'eau, mais on pourrait supposer que même des rivières éloignées peuvent avoir des attributs semblables. Sur la COIV, le saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson, arrivant de la rivière Somass, s'égaré régulièrement en grand nombre dans la rivière Gold, à 250 km de là; les deux rivières contenaient des usines de pâte à papier semblables qui

ont pu créer des signaux olfactifs similaires influençant le retour au cours d'eau natal (Candy *et al.* 2009).

Chez le saumon adulte, Keefer et Caudill (2014) décrivent plusieurs facteurs d'eau douce, notamment la température de l'eau, l'écoulement fluvial, l'oxygène dissous, les signatures chimiques, et plus encore, qui peuvent influencer sur le retour au cours d'eau natal ou l'égarement.

Les années de températures extrêmes ou de faibles débits (p. ex. figure 4.9, figure 4.10), une zone fluviale propice à la fraie peut être inaccessible, et les saumons chinooks en montaison pourraient chercher un habitat de fraie plus accessible à proximité. Les zones tampons naturelles du débit d'eau, comme les lacs et les glaciers, peuvent offrir des débits plus stables toute l'année, et les taux d'égarement ont donc plus de chances d'y être plus faibles. Les zones tampons anthropiques du débit d'eau (p. ex. les barrages et les déversoirs), que l'on trouve habituellement dans les réseaux mis en valeur par les écloséries, peuvent également aider à maintenir les débits à des niveaux suffisants pour la migration en amont du saumon chinook, ce qui se traduit par des taux d'égarement inférieurs à ceux des réseaux sans zone tampon du débit.



Figure 4.9. Rivière Tahsis à la mi-septembre 2014. Près de 100 % des chinooks revenant dans la rivière Tahsis se trouvaient dans la zone terminale et attendaient de remonter la rivière. Les faibles débits en 2013 et en 2014 ont probablement eu une incidence sur l'égarement dans la baie Nootka. Ce sont deux des trois années au cours desquelles nous avons effectué une analyse génétique pour évaluer la structure de la population.

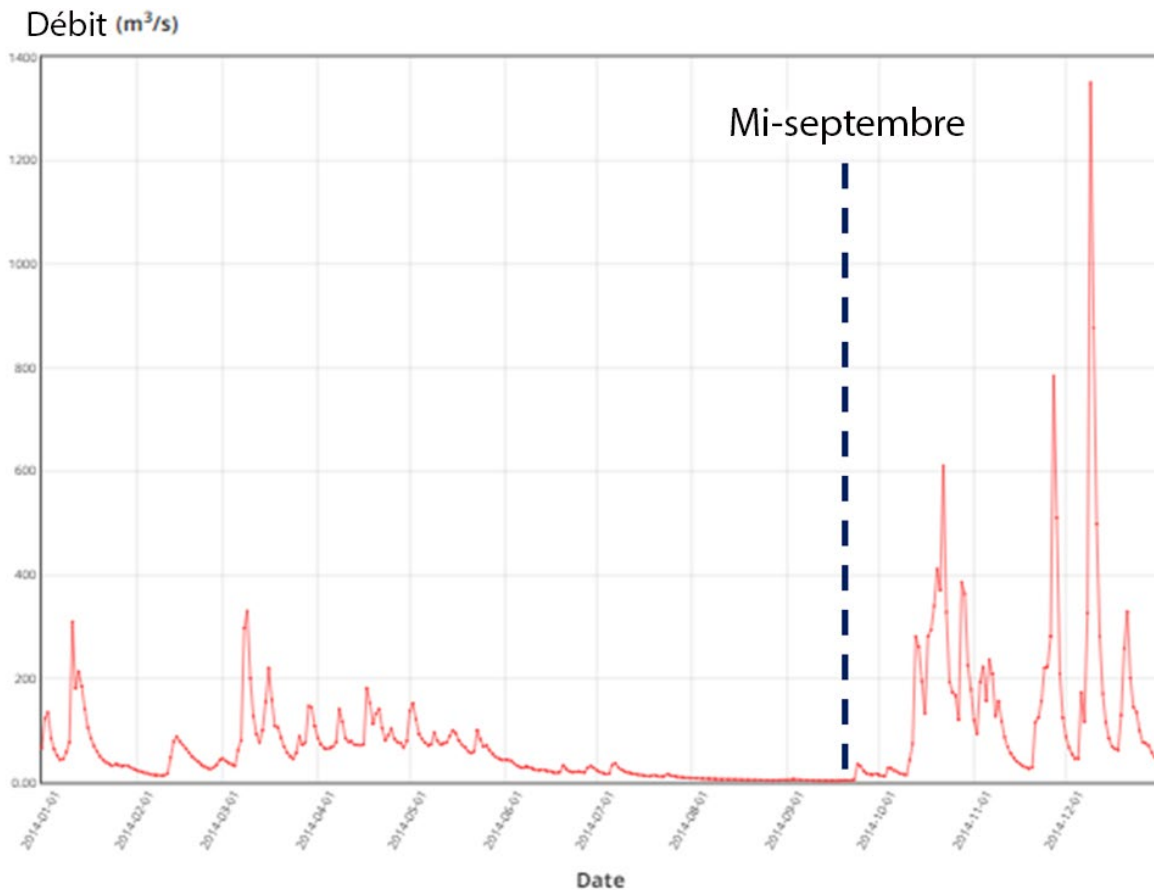


Figure 4.10. Graphique du débit quotidien dans la rivière Gold en 2014, qui est la station de Relevés hydrologiques du Canada la plus proche de la rivière Tahsis. La rivière Gold est alimentée par le lac et est donc protégée contre les débits faibles et élevés, contrairement à la rivière Tahsis et aux autres rivières de la baie Nootka.

Certaines études ont montré que l'âge est un prédicteur important de la probabilité d'égarer, mais le sens et l'ampleur des impacts signalés sont mitigés, peut-être à cause des effets d'interaction. Quelques études indiquent une corrélation positive entre la propension à s'égarer et l'âge chez le saumon chinook (Quinn et Fresh 1984; Quinn *et al.* 1991), tandis que d'autres ont constaté une corrélation négative (principalement attribuable à l'abondance de jeunes mâles; Hard et Heard 1999). La concurrence accrue pour les frayères pendant les années de forte abondance peut amener les saumons à chercher d'autres frayères dans les cours d'eau voisins (Mortensen *et al.* 2002), ce qui pourrait fausser les corrélations entre l'égarer et l'âge. Pollock et ses collaborateurs (2020) ont montré que la longueur était un facteur principal de la propension à l'égarer; les gros poissons s'égareraient moins et les grosses femelles encore moins que les gros mâles.

Pendant la dévalaison des juvéniles, les faibles concentrations d'hormones pendant la phase de smoltification peuvent entraîner une imprégnation incomplète du site natal (Le Luyer 2017). C'est au cours de cette phase que l'exposition à certains agents chimiques peut également nuire à la réussite de l'imprégnation du site natal (Moore *et al.* 2007; Arkoosh *et al.* 2011).

Les chinooks produits en éclosérie s'égarer davantage que les saumons issus de géniteurs naturels. Dans une analyse de toutes les études sur les taux d'égarer chez le saumon chinook d'éclosérie de type océanique, Keefer et Caudill (2014) ont relevé un taux moyen d'environ 35 %. Cependant, de nombreuses études sur l'égarer du chinook de type océanique englobent des populations d'éclosérie soumises à des lâchers expérimentaux, à des transplantations et à divers traitements d'élevage qui rendent difficiles les comparaisons entre les études des écloséries. De plus, l'égarer

du lieu du lâcher dans d'autres tronçons ou affluents de la même rivière a souvent été inclus dans ces calculs du taux d'égarement. Dans le présent rapport, nous définissons un poisson égaré d'une rivière donneuse comme un reproducteur frayant dans un bassin autre que son bassin natal. Candy et Beacham (2000) ont signalé des taux d'égarement de 1,2 % en moyenne pour le saumon chinook d'écloserie élevé entièrement dans son réseau natal, et des taux de deux à cinq fois plus élevés pour le saumon chinook transplanté pendant les premiers stades de croissance. Comme pour la plupart des études présentant des taux d'égarement, ces observations sont fondées sur les saumons marqués dans les écloseries et sont probablement plus élevées que prévu pour les populations qui frayent naturellement (Keefer et Caudill 2014).

Certains facteurs propres à l'écloserie peuvent entraîner une augmentation de l'égarement. Dittman et Quinn (1996) et McCormick et ses collaborateurs (2003) ont fait état de saumons d'écloserie relâchés produisant des niveaux d'hormones inférieurs à ceux de leurs congénères sauvages pendant l'élevage, ce qui pourrait contribuer à une imprégnation incomplète et à l'augmentation de l'égarement.

Labelle et ses collaborateurs (1992), Healey (1991), Keefer et Caudill (2014) et d'autres ont signalé que les stratégies d'élevage propres aux écloseries (p. ex. taille, période, alevin/smolt/saumoneau de moins d'un an/yearling) influencent les taux d'égarement. Presque tous (95 %) les lâchers examinés dans le présent rapport étaient des saumoneaux de moins d'un an (smolt 0+) correspondant aux caractéristiques du cycle biologique de type océanique des populations mises en valeur. Westley et ses collaborateurs (2013) ont observé des tendances à l'augmentation de l'égarement lorsque les populations de saumons chinooks de type océanique étaient relâchées en tant que yearlings plutôt que saumoneaux de moins d'un an.

L'élevage par déplacement est un facteur supplémentaire qui peut accroître l'égarement dans les populations issues de l'élevage satellite dans les grandes installations ou élevées dans de petites installations hors du bassin. Les juvéniles sont souvent transportés de l'installation d'élevage au site de leur lâcher, habituellement de façon à compléter les individus de plusieurs réseaux hydrographiques au moyen d'une seule installation. Cette pratique suppose que l'imprégnation des derniers jours en eau douce est suffisante pour que le retour au cours d'eau natal réussisse; cependant, Chapman et ses collaborateurs (1997) et Keefer et ses collaborateurs (2008) signalent que cela pourrait interrompre l'imprégnation et accroître la propension à l'égarement.

On a également émis l'hypothèse que l'utilisation d'eaux souterraines plutôt que d'eau de rivière pendant l'élevage en écloserie aurait une incidence sur l'imprégnation (Labelle 1992). On pense que c'est l'une des principales raisons des taux élevés d'égarement relevés dans la production de l'écloserie de la rivière Conuma, où l'équilibre entre la santé des poissons (utilisation accrue des eaux souterraines) et l'imprégnation efficace a été pondéré en faveur de la première.

Dans le sud de la Colombie-Britannique, et parmi les récupérations qui ont pu être attribuées à une stratégie d'élevage valide, nous avons observé une diminution marquée du taux d'égarement avec le temps d'élevage passé à l'écloserie (test binomial exact de Fisher, $N = 31\,028$, $p < 0,001$). Les poissons relâchés plus tard s'égareraient moins.

Nous avons également constaté que le stade biologique au moment du lâcher influe sur l'égarement. Le taux d'égarement était de 9 % ($n = 1\,416$) pour les alevins, de 6 % ($n = 29\,392$) pour les smolts de 0+ et de 0 % ($n = 220$) pour les smolts de 1+. Malheureusement, de nombreuses récupérations de poissons marqués thermiquement n'ont pas été incluses dans cette analyse, car leur stade biologique au moment du lâcher était défini comme « mixte », ce qui signifie que plus d'une stratégie d'élevage avait été utilisée pour une seule marque thermique. Ce problème était le plus aigu sur la COIV, où 76 % des récupérations de marques thermiques ont été classées comme étant issues d'une stratégie d'élevage « mixte ».

Les récupérations de micromarques magnétisées codées ont révélé des différences importantes dans le taux d'égarement avec le stade au moment du lâcher, qui contrastaient avec nos résultats sur les marques thermiques (test binomial exact de Fisher, $N = 26\,499$, $p < 0,001$). Le taux d'égarement était

de 7 % (n = 540) pour les lâchers d'alevins, de 10 % (n = 24 635) pour les lâchers de smolts de 0+ et de 7 % (n = 1 323) pour les smolts de 1+. Encore une fois, la taille des échantillons était fortement biaisée vers les récupérations de smolts de 0+, avec 92 % des échantillons provenant de ce type.

L'utilisation de cages marines pendant l'élevage a été corrélée à une augmentation du taux d'égaré chez le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique (Candy et Beacham 2000). Les récupérations des marques thermiques n'ont pas indiqué de différence nette dans les taux d'égaré entre les groupes élevés en cages marines et les autres, les taux moyens d'égaré pour les deux groupes s'établissant en moyenne à 6 % (test binomial exact de Fisher, $N = 31\,325$, $p = 0,7$). De même, les données des micromarques magnétisées codées n'ont fait apparaître aucune différence significative entre les lâchers de poissons élevés en cages marines et de poissons non élevés dans des cages marines, avec des taux d'égaré moyens de 11 % (n = 2 875) et de 10 % (n = 23 623), respectivement (test binomial exact de Fisher, $N = 26\,498$, $p = 0,12$).

Il convient de noter que l'analyse ci-dessus représente un examen rapide de l'effet des stratégies d'élevage en éclosérie sur le taux d'égaré et que notre étude n'a pas inclus les facteurs environnementaux de confusion décrits précédemment. Il existe peu de données facilement accessibles sur les conditions environnementales dans les rivières locales pour évaluer l'égaré. De plus, du fait de l'incertitude dans les données, y compris l'exclusion non aléatoire des enregistrements qui avaient une désignation « mixte » pour la stratégie d'élevage, les données disponibles ne permettaient de tirer qu'un nombre limité de conclusions défendables. Un plan d'étude expérimentale et une étude détaillée des facteurs de confusion ne permettent pas de tirer des conclusions sur l'effet de la stratégie d'élevage sur le taux d'égaré. Un examen plus complet est peut-être possible, mais il s'agira d'une tâche d'envergure qui n'entre pas dans le cadre du présent rapport.

5. SOURCES D'INCERTITUDE ET DE BIAIS

Dans cette analyse, nous nous sommes efforcés autant que possible de filtrer les données afin de produire des estimations exactes du taux d'égaré et de la contribution aux rivières dans le sud de la Colombie-Britannique, mais il existe encore plusieurs sources possibles de biais et d'incertitude, que nous décrivons ci-après.

Faible précision ou biais dans les données :

Il peut être difficile d'obtenir des échantillons de géniteurs. Bon nombre des cours d'eau utilisés dans cette analyse sont dans des régions éloignées. Les pluies automnales accélèrent rapidement le débit des rivières, emportant les carcasses. Les prédateurs peuvent aussi retirer les géniteurs et les carcasses. Les données utilisées dans la présente analyse n'ont pas été recueillies expressément pour évaluer l'égaré. La plupart des échantillonnages dans le sud de la Colombie-Britannique ont été opportunistes. Ces facteurs et d'autres se traduisent souvent par de petites tailles des échantillons. Dans notre analyse, nous avons examiné les échantillons en vue d'éliminer les biais là où nous le pouvions et avons regroupé les types d'échantillons pour augmenter la taille des échantillons. De plus, chaque type d'échantillon (prélèvement de géniteurs, échantillonnage de carcasses dans les rivières, estimation du dénombrement aux barrières et « saumons de retour » d'éclosérie) peut avoir ses propres sources potentielles de biais. Nous avons filtré les données des échantillons dans cette analyse afin de déceler des sources de biais, évidentes ou soupçonnées, en fonction des entrevues menées auprès des gestionnaires des écloséries ou de métadonnées limitées. Le jugement dans ce processus pourrait mener à l'inclusion d'échantillons biaisés. Voici quelques sources possibles de biais d'échantillonnage :

- Au cours de l'échantillonnage de géniteurs, on peut trier les chinooks avant l'échantillonnage afin d'obtenir des sex-ratios précis, ou pour gérer l'*I/NP* en effectuant un tri en fonction des entailles de la nageoire adipeuse. Le stock de géniteurs peut être prélevé à l'éclosérie (plus grande proportion de poissons d'éclosérie), dans la rivière (plus grande proportion de poissons naturels) ou dans une

combinaison des deux. L'échantillonnage du stock de géniteurs a pu être effectué à différents endroits dans la rivière, en particulier près de l'embouchure, où des chinooks d'autres réseaux pourraient « traîner » pendant un certain temps, sans remonter dans les frayères.

- Certains échantillons vivants ont été inclus qui provenaient de la pêche à la ligne, de la pêche avec remise à l'eau, avec des biais potentiels selon la méthode de pêche à la ligne ou le comportement des poissons.
- Les échantillons de carcasses dans les rivières peuvent être biaisés en faveur des femelles et des poissons plus gros. Les différences de régime de débit peuvent biaiser les échantillons de rivière.
- Le MPO réalisant l'échantillonnage biologique pour atteindre de nombreux objectifs, qui peuvent changer au fil du temps, certaines des tendances signalées peuvent être causées par la méthodologie, plutôt que par des effets des écloséries ou biologiques.
- Étant donné que la période de montaison des populations donneuses peut différer de celle des populations réceptrices dans lesquelles elles s'égarer, le plan d'échantillonnage adapté à la population réceptrice peut omettre des poissons égarés en montaison.

Faible précision des données sous-jacentes sur les reproducteurs utilisées pour étendre les récupérations observées :

Brown et ses collaborateurs (2019) ont examiné les données sur l'échappée de géniteurs pour le chinook du sud de la Colombie-Britannique et évalué la fiabilité des données en fonction des méthodes utilisées. Nous les avons adaptées pour les données disponibles dans les rivières examinées dans le présent rapport (voir l'annexe C). La variabilité de la précision et de l'exactitude de ces estimations de l'échappée créera de l'incertitude dans les ratios prise/échantillon utilisés pour étendre l'échantillon des récupérations observées (MMC, otolithes, génétiques) à l'ensemble de la population.

Échantillonnage et évaluation incomplets des rivières dans le sud de la Colombie-Britannique :

L'une des sources les plus importantes d'incertitude dans nos estimations du taux d'égarer dans le sud de la Colombie-Britannique est l'ampleur des poissons égarés retournant dans des réseaux non mis en valeur dans la région. Les efforts d'échantillonnage dans le sud de la Colombie-Britannique sont généralement fondés sur l'importance écologique ou halieutique du réseau, son accessibilité, la capacité du MPO, des Premières Nations locales ou des groupes communautaires locaux, l'emplacement ou la distance par rapport à cette capacité. Par exemple, sur la COIV, on a observé et dénombré les remontes de chinook dans plus de 60 rivières depuis 1953. Seule une vingtaine de celles-ci a été évaluée de façon uniforme au cours de la période utilisée dans le présent rapport (de 1998 à 2021) et un échantillonnage annuel régulier n'a été effectué que dans environ 50 % d'entre elles, avec un échantillonnage périodique ou opportuniste dans les autres 50 %. Il reste ainsi 40 rivières avec peu, voire pas d'évaluation ni d'échantillonnage. D'après les observations notées depuis 1953 et en utilisant une approche de p_{moyenne} (English *et al.* 2007), nous avons calculé que les 20 rivières évaluées régulièrement représentaient environ 90 % de la biomasse reproductrice de chinook sur la COIV. Bon nombre de ces rivières sont très loin des écloséries. Les taux d'égarer déclarés ici sont donc probablement sous-estimés, sans doute de moins de 10 %.

De plus, toutes les écloséries n'utilisent pas des marques pour évaluer l'égarer. Un bon exemple est l'éclosérie du ruisseau Thornton, près d'Ucluelet, sur la COIV. Cette éclosérie est située sur un petit ruisseau. On a utilisé des saumons chinooks de l'éclosérie du ruisseau Robertson comme stock de géniteurs pour démarrer cette population, dans le but de soutenir les pêches dans la région. L'éclosérie a réussi, avec un taux de survie relativement élevé. Les premiers succès ont entraîné une augmentation de la production. Au fil du temps, la production de l'éclosérie s'est d'une certaine manière différenciée sur le plan génétique de la population du ruisseau Robertson. Les analyses génétiques résumées dans ce rapport ont montré que la production de l'éclosérie du ruisseau Thornton était une composante importante des géniteurs naturels dans plusieurs cours d'eau autour du ruisseau. L'un des principaux déterminants de ces événements d'égarer était la disparité entre la taille de la

production et l'habitat de fraie disponible dans le ruisseau. Comme il n'y avait pas de marquage otolithique ou par MMC associé à cette éclosérie, les estimations du taux et de l'ampleur de l'égarément n'ont pas été incluses. Nous pensons que cette situation est relativement unique, mais elle constitue une source potentielle de biais dans les valeurs locales de *pGÉF* observées à partir de la production des petites écloséries sans marquage.

Manque de données environnementales à des échelles spatiales et temporelles appropriées pour les stratégies d'élevage en éclosérie :

Hasler (1971), Dittman et Quinn (1996), Keefer et Caudill (2014) et plusieurs autres auteurs ont depuis étudié les facteurs ayant une incidence sur le retour au cours d'eau natal et l'égarément. Ces facteurs vont des conditions océaniques mondiales aux conditions fluviales locales. La discrimination olfactive de l'eau natale est généralement acceptée comme le principal déterminant du retour au cours d'eau natal dans l'interface entre la haute mer et la rivière, et ce facteur a été lié à la durée de l'élevage dans la rivière. De plus, la migration des adultes peut être influencée par les conditions des cours d'eau locaux, comme la température de l'eau, les niveaux d'oxygène dissous, les niveaux de débit, les obstacles physiques, etc. Les stratégies d'élevage ont probablement elles aussi une incidence sur les taux d'égarément. Nous avons une capacité limitée d'évaluer les taux d'égarément des poissons d'éclosérie par rapport à tous ces facteurs. Les données environnementales à l'échelle spatiale et temporelle appropriée n'étaient généralement pas disponibles.

Erreur de marque thermique :

Les marques thermiques sur les otolithes sont des marques internes qui se sont révélées utiles pour l'évaluation générale de la production des écloséries et de l'interaction avec les saumons chinooks d'origine naturelle. Les marques thermiques sont appliquées à l'ensemble de la production de l'éclosérie ou à plusieurs stocks dans une éclosérie si l'infrastructure de plomberie le permet. Les sources possibles d'erreur dans les données des marques thermiques ont été décrites dans O'Brien *et al.* (2012). La Commission des poissons anadromes du Pacifique Nord (CPAPN) attribue à une éclosérie des marques qui lui seront propres selon un format accepté à l'échelle internationale. L'application de la marque assignée peut varier en raison d'une erreur humaine, comme l'ouverture et la fermeture de vannes à des moments précis, d'erreurs mécaniques, comme des problèmes de changement de température des refroidisseurs dans la mesure requise, ou d'une variation environnementale si le changement de température est basé sur deux sources d'eau naturelles. La qualité du profil de bandes thermiques peut entraîner une erreur de lecture lors de l'analyse des otolithes adultes. Ces variations sont moins probables dans les grandes écloséries et plus probables dans les petites écloséries communautaires en raison des coûts d'infrastructure, de l'entretien et de l'expertise. Il existe également un risque d'erreur humaine lors de la lecture, mais cette estimation était inférieure à 1 % d'après une comparaison des résultats de la marque thermique et de la MMC pour le même poisson. Peu d'écloséries avaient plusieurs marques thermiques, ce qui n'a pas permis de différencier les stratégies d'élevage ou d'attribuer l'âge à partir de la marque.

Erreur de MMC :

Les limites et les sources d'incertitude des MMC ont été décrites dans CSP (2008). Les marques thermiques et les MMC sont accompagnées de l'incertitude liée à l'extension des échantillons à la population totale. Les MMC présentent une incertitude supplémentaire dans l'extension de la composante marquée au lâcher total estimé et associé de l'éclosérie (équations 1 à 3). Les taux de marquage par MMC varient selon les exigences de la CSP et le niveau de production dans l'éclosérie. À l'éclosérie du ruisseau Robertson, 600 000 MMC représentent moins de 10 % de la production totale, mais à celle de la rivière Cowichan, le même nombre de marques représente plus de 80 % de la production totale. Cette égalisation des marques entre différentes tailles d'éclosérie est utile pour évaluer les taux d'exploitation dans les pêches, mais crée une incertitude accrue (ou une variabilité de l'incertitude par éclosérie) dans l'utilisation des MMC lorsque les taux d'égarément sont faibles (récupérations rares de MMC), comme indiqué dans Keefer et Caudill (2014) et Bett *et al.* (2017), entre autres. La comparaison des données des MMC et des marques thermiques dans les mêmes

échantillons suggère un biais potentiel (sous-estimation) avec les MMC. Cette question sera examinée dans la prochaine section.

Étude du biais dans les MMC et les marques thermiques :

Les analyses présentées dans ce rapport ont facilité la comparaison entre les estimations, fondées sur les marques thermiques et les MMC, de la contribution des écloséries dans certains échantillons, comme les populations reproductrices naturelles et les pêches. Nos résultats laissent entendre que les estimations fondées sur les MMC de la contribution des écloséries peuvent être biaisées à la baisse. Cette observation a été formulée pour la première fois au milieu des années 2010 et a été signalée au Comité de gestion du Fonds pour le nord en 2018 (voir la note originale et les données connexes à l'annexe F).

Dans les données des échantillons de carcasses de géniteurs du ruisseau Robertson, les valeurs de *pGÉF*, estimées à partir des récupérations de MMC, étaient constamment plus faibles que les données tirées des marques thermiques, de près de 30 % en moyenne entre 1998 et 2021. En supposant que les marques thermiques sur les otolithes, qui couvrent 100 % des lâchers, représentent la production totale réelle de l'écloserie, la différence représente une sous-estimation moyenne (ou un faible biais) des estimations fondées sur les MMC.

Nous pouvons éliminer l'échantillonnage comme source de ce biais. Les équipes du MPO ont prélevé des échantillons distincts (échantillonnage des « saumons de retour » d'écloserie et des géniteurs dans les rivières à partir des carcasses) avec des taux d'échantillonnage relativement élevés de la même façon au cours de la période examinée. Elles ont vérifié si presque tous les « saumons de retour » d'écloserie avaient une entaille de la nageoire adipeuse (indiquant une MMC) et en ont échantillonné 400 au hasard dans le même groupe pour déceler des marques thermiques. Dans la rivière, les taux d'échantillonnage des carcasses étaient en moyenne de 16 % (fourchette de 5 à 33 %). Ces deux groupes d'échantillonnage ont toujours produit le même résultat, avec les estimations de la contribution des écloséries fondées sur les MMC inférieures aux estimations tirées des marques thermiques. De plus, des échantillons ont été prélevés dans les pêches terminales dans l'inlet Alberni, ce qui a donné des résultats semblables : les marques thermiques ont toujours produit des estimations plus élevées de la contribution des écloséries comparativement aux MMC.

Peu d'installations d'écloserie ont utilisé à la fois des MMC et des marques thermiques pendant une période suffisamment longue pour permettre ce type d'analyse, en accordant également la même priorité d'échantillonnage aux deux. Ces autres emplacements sont l'écloserie de la rivière Chilliwack dans le bas Fraser et l'écloserie de la rivière Quinsam sur la CEIV. Dans ces deux cas, les estimations de la contribution des écloséries à la fraie (*pGÉF*) dérivées des récupérations de MMC étaient inférieures à celles tirées des marques thermiques, mais l'ampleur de la différence entre les écloséries n'était pas uniforme.

Ce résultat signifie que les estimations de l'égarement fondées sur les MMC sous-estiment le taux d'égarement et la contribution à la rivière (*pGÉF*). On ignore pour le moment la cause ou l'origine de ces différences entre les estimations fondées sur les otolithes et les MMC. Voici quelques sources possibles de biais :

- Échantillonnage d'adultes, biais dans le plan ou la mise en œuvre : Probabilité faible compte tenu des résultats appariés d'échantillons indépendants de « saumons de retour » dans l'écloserie du ruisseau Robertson et de carcasses dans les zones adjacentes de la rivière Stamp.
- Détection visuelle des marques externes (entaille de la nageoire adipeuse) comme base pour les MMC ou échantillonnage aléatoire pour une marque otolithique interne : Masuda et Celewycz (2019) ont constaté que la détection électronique augmentait les taux de récupération des MMC de 20 à 24 % par rapport aux méthodes de détection visuelle. L'échantillonnage des « saumons de retour » dans les écloséries est passé à la détection électronique des MMC vers le milieu de la période de 1998 à 2021 utilisée dans cette analyse; nos résultats ne révèlent pas de changement

important dans la différence entre les résultats des MMC et des marques thermiques durant cette période.

- Augmentation de l'égarément ou de la mortalité des saumons chinooks en raison de l'application des MMC, de la pose des MMC ou de l'entaille de la nageoire adipeuse : Nous avons peu de preuves que l'application des MMC a une incidence sur l'égarément. Un exemple est fourni dans Habitch *et al.* (1998), qui ont trouvé des corrélations annuelles incohérentes entre l'emplacement des MMC dans les tissus du museau et l'égarément chez le saumon rose en Alaska.
- L'incertitude dans l'estimation des lâchers de saumons chinooks, porteurs de MMC et non marqués, s'est propagée dans l'extension des prises et des échantillons.
- Production importante non associée aux MMC, étant incluse dans les extensions régulières des MMC.
- Perte des MMC.

Même si nous ne connaissons pas actuellement la cause de ce biais observé, nous pourrions être en mesure de le résoudre avec la mise en œuvre d'étiquettes de marquage fondé sur la filiation (MFF). Le MFF fournit un troisième type d'échantillon indépendant à comparer aux résultats dérivés des MMC et des marques thermiques, offrant une excellente occasion d'examiner davantage ce biais dans le contexte plus large des écloséries du sud de la Colombie-Britannique.

6. SOMMAIRE ET DISCUSSION

L'égarément du saumon dans des bassins fluviaux non nats est un phénomène naturel, dont le taux et l'ampleur ont été des facteurs importants de la diversité génétique et de la structure des stocks de saumon chinook sur la côte Ouest de l'Amérique du Nord. Le taux naturel d'égarément d'une population donneuse varie probablement et dépend de nombreux facteurs environnementaux, et l'ampleur dépend de l'abondance de la population donneuse. Le but de ce rapport était d'évaluer le taux et l'ampleur de l'égarément du saumon chinook d'écloserie dans des bassins fluviaux non nats dans le sud de la Colombie-Britannique, ainsi que son effet sur la fraie naturelle dans les rivières réceptrices.

Les saumons d'écloserie sont généralement plus abondants que les populations naturelles en raison d'une réduction de la mortalité en eau douce associée à la fraie, à l'incubation et à l'élevage dans le milieu fluvial. Ils ont procuré d'importants avantages aux pêches et ont augmenté les remontes globales dans les rivières. Mais, comme le résume le HSRG (2017, 2020), les saumons produits en écloserie sont moins bien adaptés à l'environnement naturel, ce qui réduit leur aptitude phénotypique reproductive. Dans le sud de la Colombie-Britannique, Brown et ses collaborateurs (2019) ont donné des exemples précis, comme le déclin de l'âge à la maturité et de la taille selon l'âge chez les saumons d'écloserie en montaison.

Une meilleure compréhension de l'égarément des saumons d'écloserie dans des populations reproductrices non natales a été bien documentée dans le Nord-Ouest du Pacifique : Ricker (1972), Quinn (1984), Dittman et Quinn (1996), Keefer *et al.* (2005), Westley *et al.* (2013), Keefer et Caudill (2014), Ford *et al.* (2015), Pearsons et O'Connor (2020), Pearsons et Miller (2023). En Colombie-Britannique, il y a eu moins d'études, mais on peut citer celle de Labelle (1992) sur le saumon coho et celle de Candy et Beacham (2000) sur le saumon chinook.

Dans notre étude, nous utilisons des échantillons prélevés sur 24 ans entre 1998 et 2021 dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Bon nombre de ces échantillons provenaient d'efforts de collecte de stock de géniteurs; d'autres étaient associés à des programmes de surveillance et d'échantillonnage menés par le gouvernement, les Premières Nations ou des groupes d'intendance locaux dans des rivières situées à quelques heures de distance des écloséries, des bureaux du personnel ou des centres de population. De ce fait, les régions éloignées étaient mal représentées dans les échantillons, ce qui pourrait entraîner une sous-estimation des taux d'égarément des poissons

des rivières donneuses. Nous pensons que ce biais potentiel était mineur (< 10 %) puisque la plupart des rivières où les échappées de saumon chinook sont importantes ont été échantillonnées.

La majorité des échantillons provenaient de saumons chinooks de type océanique, qui dévalent généralement dans l'océan quelques semaines ou quelques mois après l'éclosion. Westley et ses collaborateurs (2013) ont utilisé les récupérations de MMC pour montrer que le saumon chinook de type océanique s'égare régulièrement plus que le saumon chinook de type fluvial, ce qui reflète le temps passé en eau douce et l'imprégnation correspondante.

Notre évaluation de l'égarement du saumon chinook d'écloserie dans des rivières non natales était fondée sur des échantillons de marques thermiques sur les otolithes ou des récupérations de MMC pour délimiter l'origine des géniteurs en tant que poissons d'écloserie de la première génération ou issus d'une reproduction naturelle. La mise en œuvre du marquage thermique sur les otolithes et de l'échantillonnage subséquent a été la plus complète sur la COIV, moins sur la CEIV et dans le bas Fraser, et n'a pas eu lieu dans le haut Fraser. Les données disponibles sur les MMC provenaient principalement des stocks indicateurs de MMC de la Commission du saumon du Pacifique, les applications des MMC ayant été périodiques dans les autres réseaux. Il n'y a pas eu de production marquée en masse (entaille de la nageoire adipeuse) dans les écloseries de la Colombie-Britannique pendant la période de l'étude. Il convient de noter que les estimations fondées sur les MMC des contributions des écloseries dans cette étude étaient toujours plus faibles que les estimations fondées sur les marques thermiques; sur la COIV, les estimations des contributions des écloseries selon les MMC étaient en moyenne 30 % plus basses durant cette période. Nous n'avons pas trouvé de preuve concluante d'une source de ce biais et nous recommandons que ce sujet fasse l'objet d'une étude plus approfondie à l'aide des nouveaux résultats de l'application du marquage fondé sur la filiation (MFF) dans les écloseries du sud de la Colombie-Britannique.

Nous avons d'abord compilé les poissons égarés des stocks d'écloserie « donneurs » récupérés dans des bassins fluviaux non natales. En nous fondant sur des échantillons d'otolithes prélevés dans 12 stocks d'écloserie donneurs marqués thermiquement et dans 49 rivières échantillonnées du sud de la Colombie-Britannique, nous avons estimé un taux annuel moyen d'égarement de 4,2 % (fourchette de 0 à 17 %). Cette estimation était plus faible, à 2 %, d'après les récupérations de MMC. Le taux de poissons égarés des rivières donneuses était le plus élevé sur la COIV, avec un taux annuel moyen de 6,4 % fondé sur les marques thermiques sur les otolithes. Il convient de noter qu'il s'agit d'estimations prudentes reposant uniquement sur les estimations des échappées plutôt que sur les remontes totales dans la rivière. Le taux de poissons égarés des rivières donneuses devrait être plus faible si l'on utilise les prises de la pêche terminale dans les calculs. Cette différence serait plus prononcée dans le cas de l'écloserie ruisseau Robertson, où la pêche dans la zone terminale est de deux à trois fois plus importante que l'échappée.

Le taux de poissons égarés des rivières donneuses sur la CEIV était de 2,6 % selon les données sur les MMC et de < 1 % dans le Fraser. Soulignons que les poissons égarés étaient le plus souvent récupérés dans des réseaux non natales situés à proximité de la rivière donneuse.

Le taux annuel moyen de poissons égarés des rivières donneuses dans des UC non natales a été estimé à environ 1,5 % sur l'ensemble des populations échantillonnées, avec trois valeurs aberrantes, à plus de 7 %, d'égarement dans d'autres UC. Ces valeurs aberrantes comprennent l'échange entre la rivière Stamp (écloserie du ruisseau Robertson) et la rivière Gold (à environ 134 km de distance), qui a été théorisé comme un artefact de l'influence des usines de pâte à papier semblables sur les signaux olfactifs dans chaque réseau. Pour ce qui est de la CEIV, les données sur les MMC indiquent un taux élevé d'égarement pour le saumon chinook de l'écloserie de la rivière Cowichan, que l'on attribue aux niveaux élevés de cuivre dans l'eau de puits de l'écloserie. Le troisième réseau avec un taux élevé de saumons égarés hors de l'UC concerne le saumon chinook de l'écloserie de la rivière Capilano, qui a été transplanté du stock de la rivière Chilliwack et de la rivière Harrison. À l'exclusion de ces trois valeurs aberrantes, la majorité des stocks d'écloserie donneurs affichaient des taux annuels moyens d'égarement dans des UC non natales inférieurs à 1 %.

Les taux d'égaré des poissons des écloseries donneuses entre les principales UGS et les unités géographiques comme la COIV, la CEIV et le Fraser étaient négligeables.

Ces taux étaient aussi très variables entre les écloseries et dans la même écloserie entre les années. Nous n'avons pas pu définir statistiquement l'influence des pratiques d'écloserie sur le taux d'égaré à partir de facteurs environnementaux potentiels. Les connaissances locales ont souvent fourni des raisons logiques pour comprendre des observations précises de l'égaré, comme les faibles niveaux d'oxygène dissous dans les parties supérieures des bras de mer à proximité des rivières natales, des obstacles à la migration dans les rivières, comme de faibles débits ou des températures chaudes de l'eau, la forte densité des poissons dans les réseaux où des écloseries sont installées, et une mauvaise imprégnation résultant de la dépendance de l'écloserie à l'égard de l'eau de puits, entre autres. Une photo de la rivière Tahsis, dans la baie Nootka, en septembre 2014 (figure 4.9), montrant un écoulement nul dans le réseau, était l'une des explications les plus évidentes de l'augmentation de l'égaré dans la baie Nootka cette année-là.

L'écloserie de la rivière Conuma, dans la baie Nootka, affichait le taux le plus élevé de poissons égarés des écloseries donneuses parmi les principales écloseries. Après avoir reçu cette information, l'écloserie de la rivière Conuma a revu ses pratiques, ce qui a lui permis de déterminer des facteurs de causalité potentiels, notamment le manque d'eau de la rivière pendant l'incubation, l'élevage en écloserie et le transport par camion des smolts dans des parcs en filets très éloignés de l'influence de la rivière Conuma; ces deux facteurs entraînant probablement une mauvaise imprégnation. Le personnel de l'écloserie a pris des mesures, notamment en déplaçant les parcs en filets dans une zone plus influencée par l'eau douce et en utilisant de l'eau de la rivière au cours des dernières étapes de l'élevage en écloserie. De plus, l'écloserie de la rivière Conuma est devenue la première en Colombie-Britannique à commencer le marquage en masse des lâchers de saumons chinooks pour la gestion subséquente du stock de géniteurs et des géniteurs naturels. Il s'agit là d'un exemple de surveillance des risques et d'une écloserie qui adapte rapidement ses pratiques pour améliorer et gérer les résultats génétiques liés à l'égaré.

Même de faibles taux d'égaré peuvent donner lieu à un important croisement des poissons avec des populations « réceptrices » non natales, qui peut entraîner une diminution de l'aptitude phénotypique et une homogénéisation accrue des populations reproductrices. Comme l'indiquent Pearsons et O'Connor (2020), on le constate en particulier lorsque

1. les populations donneuses sont importantes,
2. l'égaré des poissons des rivières donneuses est fréquent et
3. la population réceptrice est petite.

Withler et ses collaborateurs (2018), approfondissant les travaux de Ford (2002) et d'autres, ont montré que le flux génétique unidirectionnel, même à de faibles niveaux d'immigration, peut provoquer des changements importants de la composition génétique et des impacts potentiels sur l'aptitude phénotypique. Leur modélisation a révélé que de faibles niveaux d'égaré de poissons d'écloserie hors du bassin dans les populations sauvages peuvent avoir des effets importants sur l'*INP* et que pour maintenir une *INP* > 0,50, la valeur de $pG\acute{E}F_{\text{dénombrément}}$ doit être inférieure à 0,02–0,03. Ces auteurs ont catégorisé ces populations comme étant de type « Sauvage-Influencée par les poissons égarés ». Nous avons utilisé ce point de référence pour catégoriser les populations sauvages et les populations mises en valeur par des écloseries, sachant que cela sous-estimait probablement l'influence des poissons égarés d'écloserie hors du bassin sur l'*INP* dans les populations où des reproducteurs locaux d'écloserie étaient également présents. Pour présenter le niveau de poissons égarés d'écloserie se reproduisant naturellement dans des populations « réceptrices », nous avons réparti $pG\acute{E}F_{\text{dénombrément}}$ (HSRG 2009, 2014, 2017) entre $pG\acute{E}F_{\text{local}}$ plus $pG\acute{E}F_{\text{égaré}}$ (c.-à-d. la proportion de saumons égarés d'écloserie provenant d'un réseau non natal dans une population réceptrice de saumons reproducteurs naturels). Dans ces travaux, nous avons utilisé $pG\acute{E}F_{\text{égaré}}$ comme paramètre clé pour estimer les effets des poissons égarés hors du bassin sur les populations réceptrices.

Les niveaux les plus élevés de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ ont été observés dans les rivières de la COIV, ce qui correspond aux taux élevés de poissons égarés de rivières donneuses dans cette région, combinés à une production importante en éclosérie. Ce résultat était particulièrement évident dans la région entre la baie Kyuquot, la baie Nootka et la baie Clayoquot. Dans la baie Kyuquot, qui est gérée comme un refuge « sauvage » sans mise en valeur active par une éclosérie, la valeur moyenne de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ était supérieure à 0,18 dans les quatre réseaux hydrographiques échantillonnés. Dans la baie Nootka, une zone gérée pour récolter la production excédentaire de l'éclosérie de la rivière Conuma, la valeur de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ était de 0,37. Dans la baie Clayoquot, également gérée comme un refuge « sauvage », la valeur moyenne de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ était de 0,20 dans cinq rivières échantillonnées pour détecter les marques thermiques. Dans toutes ces zones, la plupart des poissons égarés provenaient de l'éclosérie de la rivière Conuma, donnant à penser que les poissons égarés ont une grande influence dans un rayon d'environ 60 km. On a certainement sous-estimé $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ à Clayoquot, car les poissons égarés de l'éclosérie du ruisseau Thornton n'étaient pas représentés par les marques thermiques sur les otolithes, mais ont été identifiés comme une composante importante de la génétique de ces populations.

Dans d'autres zones échantillonnées du sud de la Colombie-Britannique, $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ était considérablement plus faible. Dans les populations reproductrices naturelles de la baie Barkley à la rivière San Juan, la moyenne de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ était de 0,03, tombant à 0,02 dans le bassin de Géorgie (CEIV) et encore plus bas dans le Fraser.

De 2013 à 2015, des échantillons génétiques ont été prélevés sur des géniteurs dans des rivières de la COIV afin d'évaluer la composition génétique de ces populations et leur évolution au fil du temps. Cette analyse a indiqué que la variation génétique dans chacune des trois principales populations d'éclosérie de la COIV était demeurée relativement constante entre la fin des années 1980 et 2015 (la dernière année d'analyse). Il n'en va pas de même pour la plupart des autres populations de la COIV. Les trois principales populations d'éclosérie ont contribué à la majorité de l'introgression génétique dans les populations environnantes de la COIV. Par exemple, les chinooks de la rivière Conuma et de la rivière Burman sont devenus beaucoup plus similaires sur le plan génétique entre 1986 et 2015 (sept à huit générations). Dans un autre exemple clé, l'égarage des poissons produits par l'éclosérie du ruisseau Thornton, qui a été initialement transplantée de celle du ruisseau Robertson, a distribué ces gènes dans la baie Barkley et le sud de la baie Clayoquot. Cette analyse a montré qu'un égarage de grande ampleur des poissons d'éclosérie hors du bassin dans les populations reproductrices naturelles environnantes a réduit la variation génétique entre les populations de saumons chinooks de type océanique de la COIV, se traduisant par une homogénéisation accrue. Cependant, l'analyse a également révélé que la génétique des populations locales est toujours visible dans de nombreuses rivières.

Un changement génétique semblable attribuable à l'introgression par des poissons d'éclosérie hors du bassin a également été observé chez les populations de saumons chinooks de type fluvial dans le réseau du fleuve Columbia. Hess et Matala (2014) ont montré des changements importants en cinq ou six générations dans le sous-bassin de la rivière John Day. Ford et ses collaborateurs (2015) ont constaté une diminution de la diversité régionale parmi les populations dans le sous-bassin de la rivière Wenatchee.

Tout comme la variation génétique dans une population est un déterminant clé de la résilience de la population, la variation génétique entre les populations est un déterminant clé de la résilience de l'espèce. C'est ce qu'on appelle l'effet de portefeuille (Schindler *et al.* 2010) où diverses populations contribuent à la résilience au niveau de l'espèce, car la sensibilité aux nouveaux agents de stress varie probablement d'une population à l'autre (c.-à-d. que toutes les populations ne seront pas sensibles aux nouvelles conditions). Il est difficile de prévoir le risque ultime que l'égarage des poissons d'éclosérie maintienne ou accroisse l'homogénéisation génétique; le niveau de risque varie probablement selon les pratiques de l'éclosérie, le cycle biologique et les tendances de l'espèce, la diversité naturelle et les agents de stress environnementaux (Anderson *et al.* 2020). Il est important que les organismes surveillent et comprennent ces facteurs de risque et que les écloséries s'adaptent en conséquence. De

plus, comme le HSRG le décrit dans ses livres blancs (2017, 2020), il convient de documenter l'adaptation, de l'examiner et de tirer des leçons des études de cas. Ces scientifiques, ainsi que Withler et ses collaborateurs (2018), affirment tous la nécessité d'établir des objectifs génétiques clairs pour chaque population (*INP*), en combinaison avec des objectifs d'abondance pour le rétablissement, la récolte et la sécurité alimentaire.

Compte tenu de ces conseils, nous incluons à la section 7 un examen rivière par rivière des connaissances disponibles, qui se veut un point de départ pour la surveillance, la production de rapports, l'apprentissage, l'adaptation et la planification, pour les grandes écloséries comme pour les petites. La production à l'écloserie du ruisseau Thornton, près d'Ucluelet, sur la COIV, en est un exemple. L'écloserie du ruisseau Thornton n'avait ni la capacité, ni le financement nécessaires pour marquer sa production. Lorsque les remontes ont dépassé la capacité d'habitat disponible, cette petite écloserie est devenue à son insu une source importante d'introggression dans les populations reproductrices voisines du sud de la baie Clayoquot et du nord de la baie Barkley.

La gestion du saumon chinook par la Première Nation Huu-ay-aht dans la rivière Sarita constitue une autre étude de cas; elle comprend le marquage en masse de la production locale en écloserie et l'élimination sélective par marquage des poissons d'écloserie en montaison dont la marque est visible. La pêche sélective par marquage a réussi à réduire $pG\acute{E}F_{local}$ dans le réseau, avec pour résultat imprévu une influence génétique accrue des poissons égarés d'écloserie non marqués provenant d'autres écloséries de la COIV.

Les travaux décrits dans Withler *et al.* (2018), HSRG (2017, 2020) et Anderson *et al.* (2020) fournissent des principes et un cadre permettant d'améliorer la diversité génétique dans les populations de saumons et entre elles. Dans ce rapport, nous mettons l'accent sur un petit élément de leurs conseils, à savoir la mesure dans laquelle l'égaré des poissons d'écloserie peut avoir une incidence sur les principes et les objectifs qu'ils soutiennent. Dans cette optique, nous réitérons le cadre initialement établi dans Withler *et al.* (2018) et formulons l'avis suivant en ce qui concerne chacun de leurs principes décrits :

1. Élaborer des objectifs biologiques clairs pour les populations influencées par les écloséries grâce à un processus de planification intégrée qui est transparent sur le plan des compromis.
 - Réitérer la nécessité de définir et de gérer activement pour atteindre les objectifs génétiques (*INP*, $pG\acute{E}F$, $pGON$) et de tenir compte de l'égaré des poissons d'écloserie au niveau du bassin/de la population/de l'unité de conservation et de l'unité de gestion des stocks.
 - Favoriser des habitats sains et des populations autosuffisantes qui se reproduisent naturellement afin d'atténuer les risques que pose l'égaré des poissons d'écloserie pour la valeur adaptative du saumon chinook sauvage.
2. Concevoir et exploiter les programmes d'écloserie d'une manière scientifiquement défendable.
 - Utiliser $pG\acute{E}F_{égare}$ et l'*INP* en tandem comme paramètres pour améliorer la gestion des contributions dans les cas où $pG\acute{E}F_{local}$ et $pG\acute{E}F_{égare}$ sont tous deux > 0 .
 - Mettre davantage l'accent sur les pratiques connues d'élevage en écloserie qui réduisent le taux d'égaré (p. ex. imprégnation avec les sources d'eau natales).
 - Évaluer quantitativement les pratiques de gestion des écloséries et les facteurs environnementaux afin de guider les pratiques exemplaires et les décisions de gestion visant à réduire l'égaré, idéalement en recourant à des essais contrôlés.
3. Surveiller, évaluer et gérer de manière adaptative les programmes d'écloserie.
 - Inclure la surveillance de $pG\acute{E}F_{égare}$ dans les programmes de gestion des écloséries et d'évaluation des stocks.
 - Lancer d'autres programmes de surveillance de l'égaré dans les rivières, planifiés stratégiquement, et étendre l'évaluation de l'égaré des poissons d'écloserie au-delà du sud

de la Colombie-Britannique, aux populations de saumons chinooks de toute la région du Pacifique.

- Utiliser le marquage visuel pour surveiller et gérer activement $pGON$ et $pGÉF$ (y compris les saumons chinooks locaux et égarés).
- Utiliser une étiquette interne (p. ex. marque thermique sur les otolithes, marquage fondé sur la filiation ou micromarque magnétisée codée) pour affiner les estimations de $pGÉF_{égaré}$, de $pGÉF_{local}$ et les taux d'égaré des poissons des rivières donneuses. Les stocks de géniteurs des écloseries de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont largement génotypés et, par conséquent, le marquage fondé sur la filiation est recommandé comme méthode de marquage de prédilection.
- Améliorer la qualité, l'intégration et l'accessibilité des données; y compris par un effort ciblé visant à intégrer les données environnementales lors de l'évaluation de l'égaré des poissons d'écloserie.

7. TENDANCES PAR ÉCLOSERIE ET PAR STOCK, PAR RÉGION GÉOGRAPHIQUE

Nous avons constaté que les tendances de l'égaré des poissons d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique sont variables, avec des tendances régionales évidentes aux échelles spatiales et temporelles. Des liens entre les rivières donneuses et réceptrices mériteraient une étude plus approfondie. Toutefois, avant ces travaux, il n'existait pas de récapitulatif détaillé du taux d'égaré et de la contribution des poissons égarés aux rivières du sud de la Colombie-Britannique. Ici, nous cherchons à résumer les observations concernant les cours d'eau individuels et entre les régions, afin de permettre aux groupes d'évaluer les impacts potentiels de l'égaré à une échelle locale. Nous espérons qu'en décrivant les tendances passées, nous pourrions mettre en contexte les efforts continus de surveillance et d'évaluation de l'égaré des poissons d'écloserie du sud de la Colombie-Britannique et cerner les lacunes à combler dans le cadre des travaux futurs.

Les estimations de l'égaré fournies ici sont déterminées à partir de programmes d'échantillonnage dont les biais et les incertitudes sont connus. De plus, du fait de l'échantillonnage limité dans les régions éloignées, notre capacité de déterminer les répercussions de l'introgression par les poissons d'écloserie pour toutes les régions est elle aussi limitée. Nous savons que nos estimations représentent un instantané de la situation globale. Nous prévoyons que nos estimations seront utilisées conjointement avec les connaissances locales pour déterminer les mesures de gestion appropriées nécessaires pour réduire les répercussions génétiques associées à l'égaré.

Dans la section qui suit, nous récapitulons le taux et l'ampleur de l'égaré à partir des cours d'eau donneurs en fonction des récupérations de MMC et de marques thermiques. Nous décrivons ensuite la contribution des saumons chinooks d'écloserie, locaux et égarés, aux rivières réceptrices, lorsqu'elle est disponible. Nous présentons des moyennes fondées sur les années au cours desquelles l'échantillonnage systématique de la rivière natale a été effectué (selon les exigences relatives à la taille de l'échantillon décrites à la section 3). Les cours d'eau dans lesquels un échantillonnage sporadique a été réalisé et dans lesquels des poissons égarés ont été observés sont décrits comme des événements d'égaré, mais ils n'ont pas été inclus dans les moyennes calculées du taux d'égaré, de la contribution ou de l'influence naturelle ($pGÉF$, $pGÉF_{égaré}$, INP et INP_{local}). À l'heure actuelle, cette section ne comprend que les cours d'eau où l'on a observé des récupérations de MMC et de marques thermiques. Elle n'inclut pas les écloseries de la COIV qui ne marquent pas les lâchers (p. ex. ruisseau Thornton).

Nous espérons que cette section servira de profil évolutif de ces réseaux et qu'elle sera étendue à l'avenir, car la surveillance de l'égaré des poissons d'écloserie se poursuit dans ces cours d'eau.

7.1. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DE LA COIV

7.1.1. Unité de conservation : CK-33 – Ouest de l'île de Vancouver-Nord

Dans l'UC CK-33 (Ouest de l'île de Vancouver-Nord), le saumon chinook est surtout présent dans la baie Quatsino, les remontes les plus importantes ayant lieu dans la rivière Marble et des remontes mineures dans la rivière Colonial et le ruisseau Cayeghle, entre autres (figure 7.1). Il n'y a pas de mise en valeur à grande échelle par des écloseries dans cette UC et l'échantillonnage des échappées est limité. Dans l'UC CK-33, des saumons chinooks ont été observés au moins une fois dans 17 rivières depuis 1953; trois ont été échantillonnées entre 1998 et 2021, soit environ 78 % de l'échappée moyenne totale dans l'UC, d'après les enregistrements du NuSEDS. Seule la rivière Marble a été échantillonnée régulièrement au cours de cette période. La moyenne de $pGEF_{\text{égéré}}$ et de $pGEF_{\text{égéré, HUC}}$ pour cette rivière est inférieure à 0,01, d'après la récupération des marques thermiques. Les valeurs de l' INP pour cette population, lorsqu'elles étaient disponibles, étaient supérieures à 0,80, dénotant une population « Intégrée-Sauvage ».

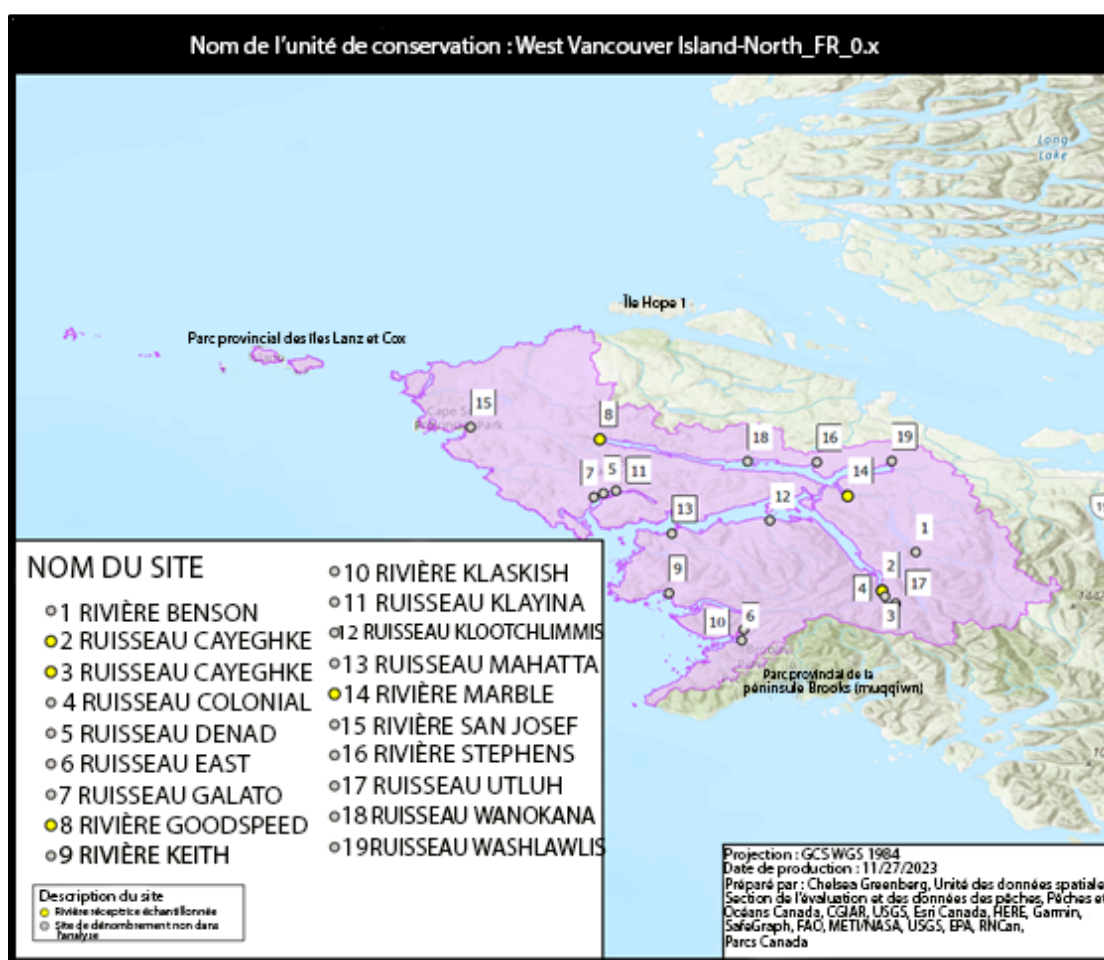


Figure 7.11. Carte des limites de l'unité de conservation CK-33 (Ouest de l'île de Vancouver-Nord), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Rivière Marble – Rivière réceptrice

Depuis 1983, l'écloserie communautaire de Quatse (rivière Marble) met en valeur principalement le saumon coho, le saumon keta et le saumon rose de la rivière Marble. Des saumons chinooks ont été régulièrement échantillonnés dans la rivière Marble entre 2005 et 2019, et ont été estimés à partir de la récolte de géniteurs toutes les années, sauf en 2015. Seuls deux saumons chinooks égarés ont été

observés dans les échantillons de marques thermiques, tous deux en 2016; ils provenaient des stocks de l'écloserie de la rivière Conuma et du ruisseau Robertson, respectivement ($pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}} < 0,01$; tableau E1). Bien que le marquage par MMC ait eu lieu à l'écloserie de la rivière Marble jusqu'en 2008, seules neuf récupérations de MMC ont été enregistrées dans la base de données des EPAD depuis 1998, toutes en tant que chinook de l'écloserie de la rivière Marble revenant dans son cours d'eau natal.

Les valeurs moyennes de $pG\acute{E}F$ étaient de 0,07 pour ce réseau et elles étaient constamment faibles, la majorité des saumons chinooks en montaison chaque année étant d'origine naturelle (figure 7.2). Les poissons égarés hors du réseau étaient négligeables, et les valeurs de l'INP étaient supérieures à 0,80 toutes les années, ce qui indique un réseau d'écloserie « Intégrée-Sauvage ».

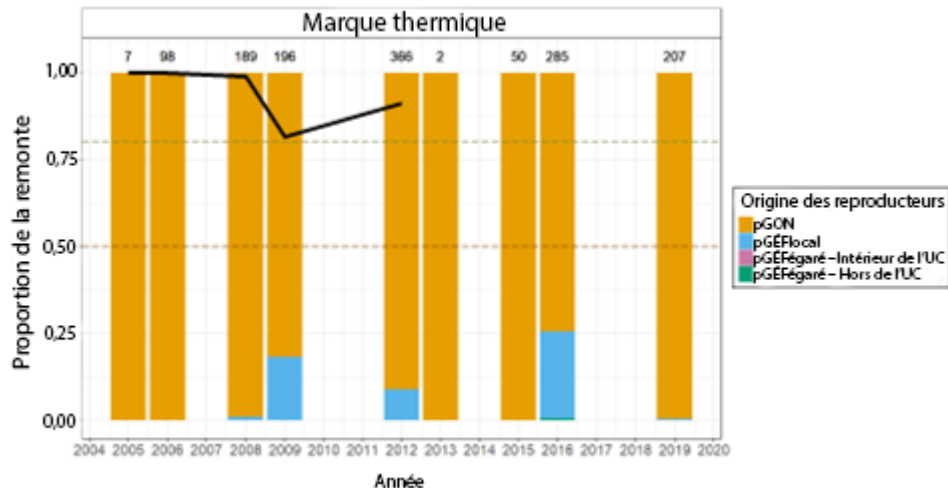


Figure 7.12. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Marble entre 2004 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pG\acute{E}F_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Réseau de la rivière Cayeghle, ruisseau Colonial et rivière Goodspeed – Rivières réceptrices

Des récupérations sporadiques dans la baie Quatsino, en provenance du réseau de la rivière Cayeghle et du ruisseau Colonial, ont trouvé un poisson égaré de l'écloserie de la rivière Conuma en 2016. La rivière Goodspeed a été échantillonnée en 2004 pour déceler des marques thermiques, et aucun poisson égaré n'a été observé. Bien que l'échantillonnage soit limité dans la baie Quatsino, ces récupérations n'indiquent pas que les poissons égarés d'écloserie exercent une pression importante sur l'intégrité génétique de ces stocks.

7.1.2. Unité de conservation : CK-32 – Ouest de l'île de Vancouver-baies Nootka et Kyuquot

Dans l'UC CK-32 (Ouest de l'île de Vancouver-baies Nootka et Kyuquot), le saumon chinook est présent dans deux baies : la baie Kyuquot et la baie Nootka (figure 7.3). L'UC compte une grande installation de production, l'écloserie de la rivière Conuma, qui relâche environ 2,7 millions de saumons chinooks par année. Sur les 36 bassins fluviaux où des chinooks ont été régulièrement observés depuis 1953, 12 ont été échantillonnés entre 1998 et 2021, soit environ 88 % de l'échappée totale dans l'UC. Tous les stocks mis en valeur étaient identifiés avec des marques thermiques et ceux de la

rivière Conuma étaient marqués avec des MMC jusqu'à l'année d'éclosion 2002. La valeur moyenne de $pG\acute{E}F_{\text{égéré}}$ pour toutes les rivières de l'UC CK-32 était de 0,40 et la valeur moyenne de $pG\acute{E}F_{\text{égéré}}$, HUC était de 0,07 d'après la récupération des marques thermiques. Les valeurs moyennes de l'INP ont été calculées pour huit stocks de cette UC, indiquant toutes des populations « Intégrée-Écloserie » ($INP < 0,5$).

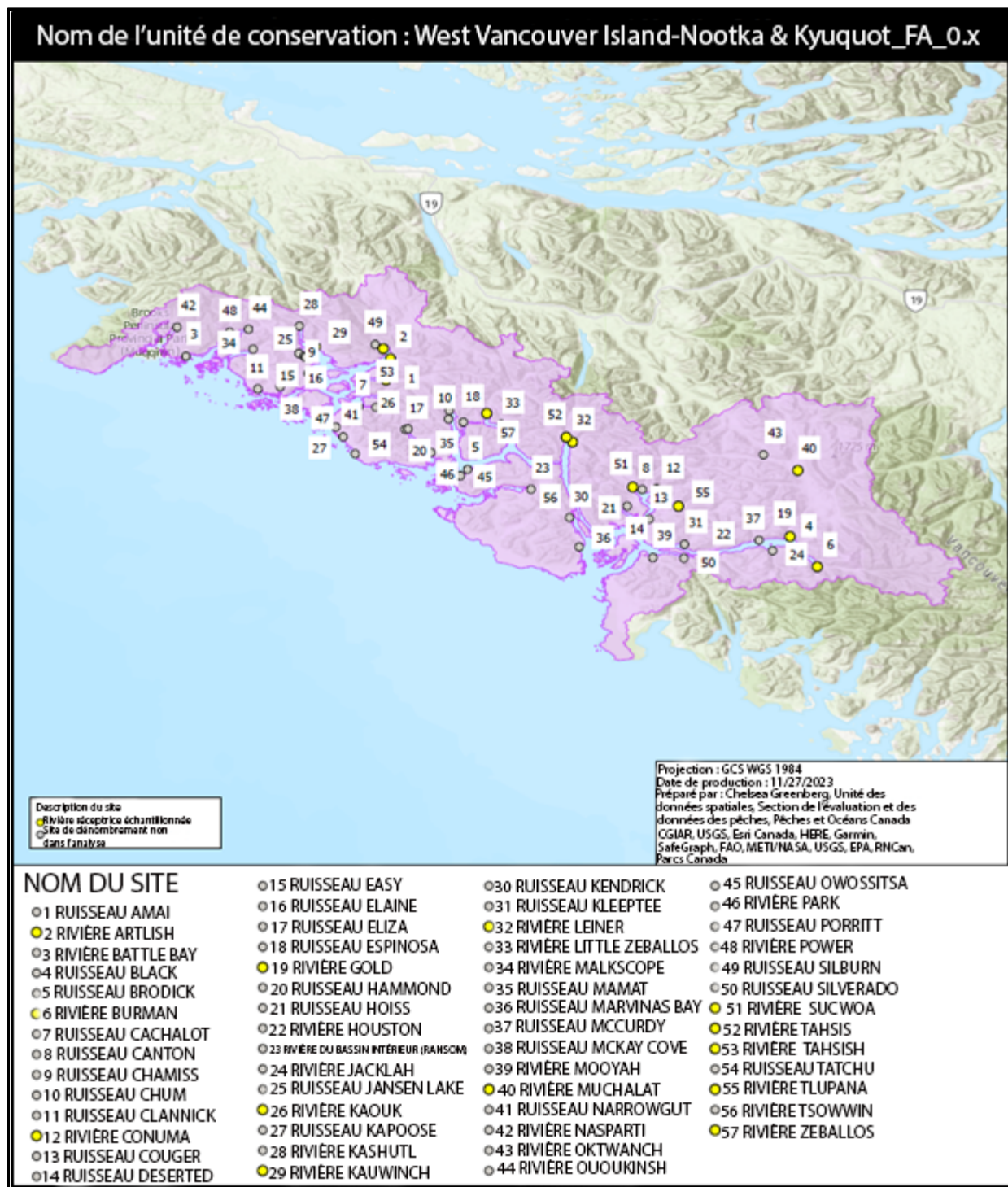


Figure 7.13. Carte des limites de l'unité de conservation CK-32 (Ouest de l'île de Vancouver-baies Nootka et Kyuquot), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

7.1.2.1. Baie Kyuquot

La baie Kyuquot, située à l'extrémité nord de l'UC, comprend quatre bassins fluviaux qui contribuent à la majorité des remontes de saumon chinook : rivière Tahsish, rivière Kaouk, rivière Artlish et rivière Kauwinch. Comme il n'y a actuellement aucun projet de mise en valeur ni d'écloserie dans la zone, les valeurs de $pGÉF$ et de $pGÉF_{\text{égéré}}$ étaient équivalentes, et l' INP n'a pas été estimée.

L'échantillonnage était en grande partie sporadique, mais sa fréquence a augmenté depuis 2014. À l'heure actuelle, le niveau d'incertitude dans nos estimations est élevé pour cette région.

La plupart des poissons égarés dans la baie Kyuquot provenaient du stock de l'écloserie de la rivière Conuma. Des poissons égarés issus de ce réseau ont été observés la plupart des années depuis 2014. Les résultats génétiques présentés précédemment confirment la tendance à l'introggression de la rivière Conuma dans ces réseaux. Cependant, en raison de l'absence d'échantillonnage régulier dans ces réseaux éloignés, on ne comprend pas encore bien l'impact potentiel de ces poissons égarés dans la région. Un échantillonnage régulier et systématique des rivières de la baie Kyuquot est recommandé afin de quantifier plus précisément l'ampleur de l'égaré.

Rivière Tahsish – Rivière réceptrice

C'est dans la rivière Tahsish que l'on a enregistré les remontes les plus abondantes dans la baie, avec une échappée moyenne de 648 individus depuis 1998. Les valeurs moyennes de $pGÉF/pGÉF_{\text{égéré}}$ étaient de 0,40 et variaient de 0,00 en 2014 (où seulement huit échantillons ont été prélevés) à 0,71 en 2017 (figure 7.4). Un échantillonnage systématique a été effectué dans la rivière Tahsish entre 2015 et 2017. La majorité des récupérations de poissons égarés au cours de cette période provenaient de la rivière Conuma. À l'occasion, des poissons égarés issus d'autres populations de la baie Nootka, élevés à l'écloserie de la rivière Conuma – rivière Burman et rivière Leiner – ont été observés de 2015 à 2017, mais ils représentaient une faible proportion de l'échappée totale (tableau E2).

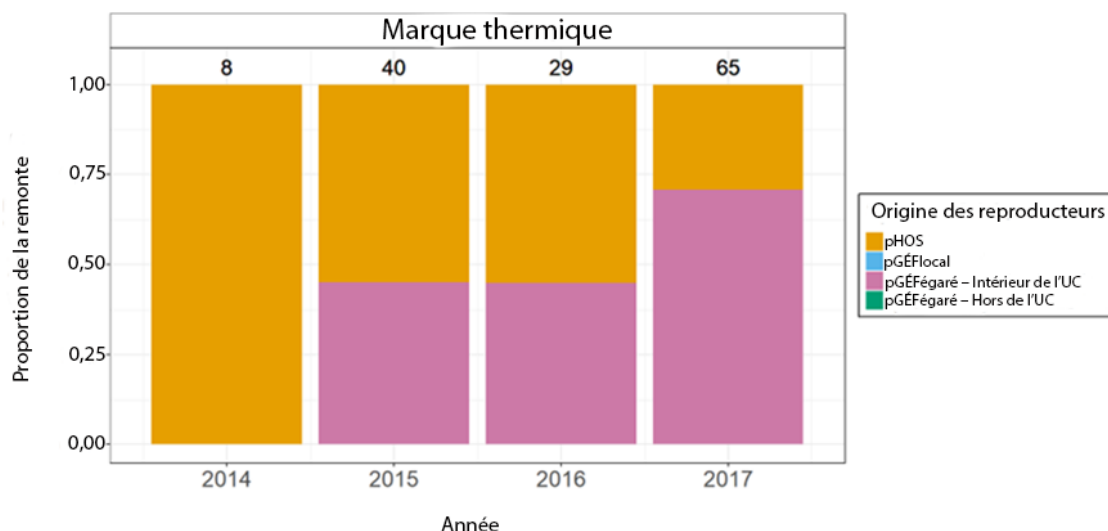


Figure 7.14. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Tahsish entre 2014 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{\text{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égéré}}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égéré}}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l' INP n'a été calculée.

Rivière Kaouk – Rivière réceptrice

La rivière Kaouk a fait l'objet d'un échantillonnage sporadique entre 2009 et 2017; toutefois, la taille de l'échantillon n'était suffisante pour l'analyse qu'en 2015, avec 28 poissons échantillonnés (figure 7.5). Cette année-là, un poisson de la rivière Burman a été observé. D'après les récupérations sporadiques dans la rivière Kaouk, on peut penser que des poissons égarés de la rivière Conuma, du ruisseau Robertson et de la rivière Sarita ont également contribué à l'échappée dans ce réseau par le passé (tableau E3), mais en l'absence d'un échantillonnage suffisant et uniforme dans la rivière, il est difficile de déterminer les tendances de l'égarement par stock.

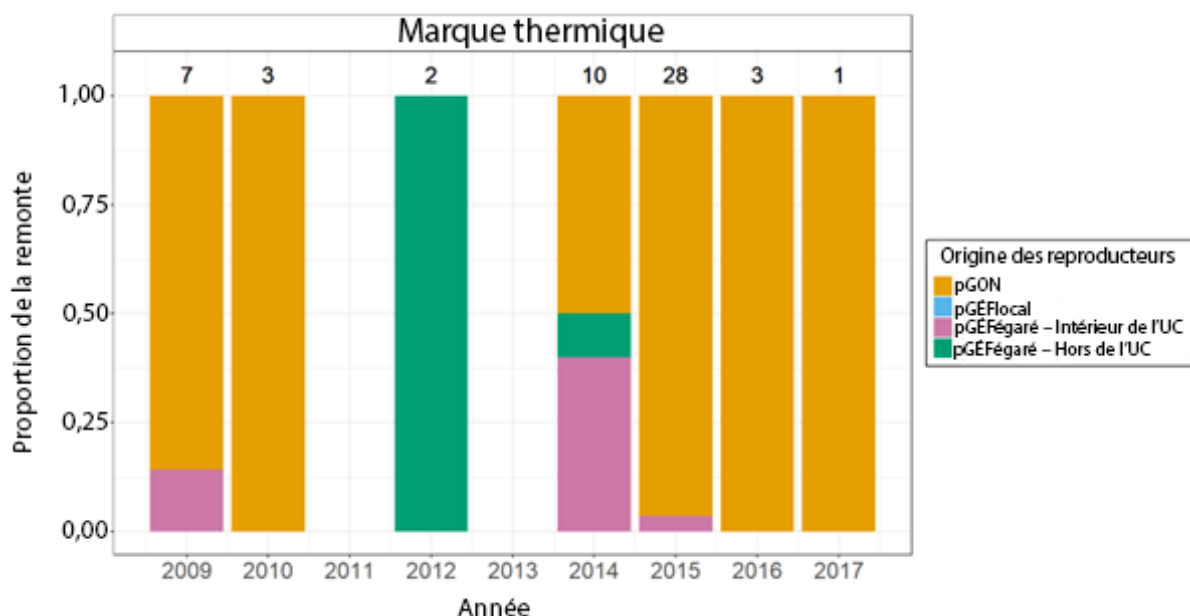


Figure 7.15. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Kaouk entre 2009 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.

Rivière Artlish – Rivière réceptrice

En 2015, 36 saumons chinook ont été échantillonnés dans la rivière Artlish, la seule année où la taille de l'échantillon était suffisante. Cette année-là, 47 % des poissons récupérés étaient correctement revenus dans leur cours d'eau natal, 50 % provenaient de la rivière Conuma et 3 % du ruisseau Robertson (figure 7.6; tableau E4). Un échantillonnage sporadique en 2016 a donné à penser que des poissons égarés de la rivière Conuma ont également contribué à l'échappée cette année-là.

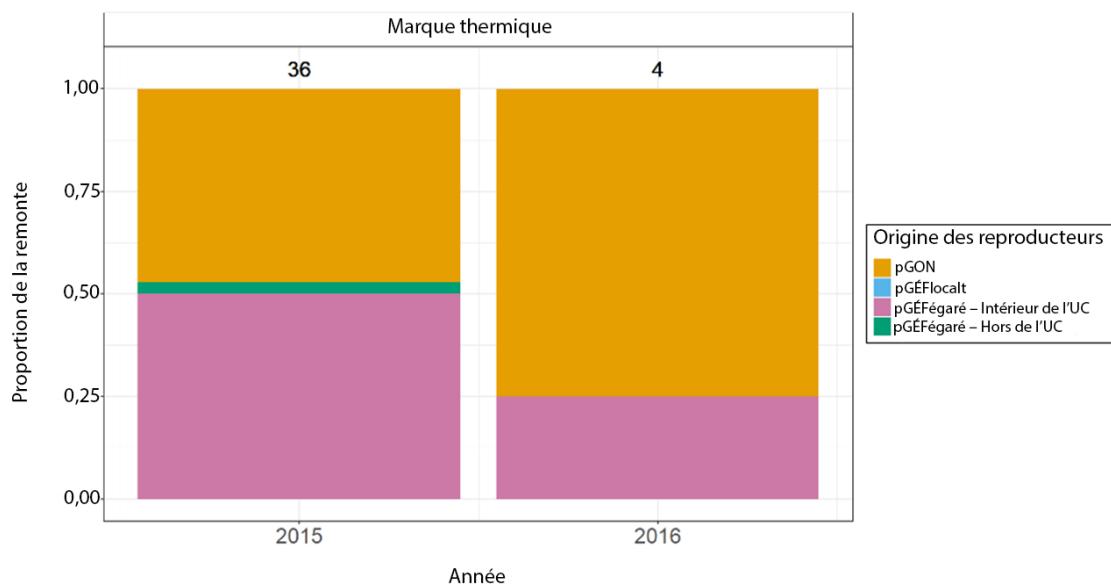


Figure 7.16. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Artlish entre 2015 et 2016, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.

Rivière Kauwinch – Rivière réceptrice

La rivière Kauwinch a fait l'objet d'un échantillonnage sporadique en 2015; trois des cinq échantillons analysés provenaient de la rivière Conuma (tableau E5). Ces observations sporadiques appuient l'hypothèse d'un égarement abondant de la rivière Conuma dans la baie Kyuquot ces dernières années.

7.1.2.2. Baie Nootka

Dans la baie Nootka, l'échappée de saumon chinook est largement dominée par la production de l'écloserie de la rivière Conuma. Depuis 1953, à l'exclusion de la composante issue des écloseries, l'échappée s'établit en moyenne à 5 164 individus par année. L'échappée, y compris les chinooks de l'écloserie de la rivière Conuma, est en moyenne de 30 565 poissons depuis 1990, première année où on a observé d'importantes remontes de saumon chinook d'écloserie. L'échappée est surveillée régulièrement dans huit cours d'eau de la baie Nootka; tous ont, à un moment donné, été mis en valeur par le passé par l'écloserie de rivière la Conuma : rivière Conuma, rivière Burman, rivière Gold, rivière Leiner, rivière Tahsis, rivière Sucwoa, rivière Tlupana et rivière Zeballos.

Écloserie de la rivière Conuma – Stock donneur : rivière Conuma

L'écloserie de la rivière Conuma se trouve sur la médiane de la COIV, dans la baie Nootka (figure 7.3). Il s'agit de l'une des 12 Opérations majeures (OPS) du PMVS, qui produit des saumons chinooks de type océanique et des saumons kétas, mettant actuellement en valeur le saumon chinook dans les rivières Conuma, Burman et Gold.

Des MMC ont été appliquées à une partie des lâchers de l'écloserie de rivière Conuma du début des années 1980 à 2002, et des récupérations ont été observées jusqu'en 2007 dans les réseaux du sud de la Colombie-Britannique (tableau D1). Des récupérations de MMC de chinooks égarés de la rivière Conuma entre 1998 et 2007 n'ont été observées que deux années, mais on a observé 15 récupérations supplémentaires de poissons égarés dans la rivière Puntledge en 1999 et trois autres

dans la rivière Sarita en 2004. Les taux d'égarément étaient proches de 0 % toutes les années échantillonnées entre 1998 et 2007 (tableau D1).

Le marquage thermique est effectué à l'écloserie de la rivière Conuma depuis 1996. Entre 1998 et 2021, le taux moyen de poissons égarés issus de l'écloserie de la rivière Conuma était d'environ 3,7 % (tableau D2). Le taux moyen d'égarément était généralement faible entre 1998 et 2014, à 2,4 %, mais les taux sont considérablement plus élevés depuis 2014, avec une moyenne de 6,4 % entre 2014 et 2021 et un pic de 13,8 % en 2018 (figure 7.7). Les poissons égarés des rivières donneuses étaient le plus souvent observés dans les rivières de la même UC (baies Nootka et Kyuquot).

Le taux moyen d'égarément de la rivière Conuma pour les chinooks récupérés à l'extérieur de l'UC était de moins de 1 %.

On présume que les taux élevés récents sont liés aux facteurs suivants :

1. l'utilisation d'eau de puits pendant l'élevage, qui peut réduire l'imprégnation;
2. le transfert des smolts de l'écloserie directement dans les parcs marins à 2 km de l'embouchure de la rivière pour améliorer la survie globale;
3. la modification du cours de l'embouchure de la rivière, réduisant l'influence de l'eau douce sur le site des parcs marins;
4. l'augmentation de la fréquence des conditions de sécheresse et des températures chaudes de l'eau au cours de la montaison ces dernières années, qui pousse les poissons à « traîner » ou à s'égarer dans les rivières environnantes.

L'ampleur des poissons égarés provenant de l'écloserie de la rivière Conuma, estimée à l'aide des marques thermiques, était également la plus élevée parmi les installations du sud de la Colombie-Britannique, avec une moyenne de 839 individus par année entre 1998 et 2021 (tableau D2). Les taux et l'ampleur de l'égarément des saumons chinooks de la rivière Conuma ont augmenté considérablement depuis 2013 (figure 7.7), avec un pic de 3 790 poissons égarés estimés dans des bassins fluviaux non nats en 2015. Au cours de cette période, la distance de l'égarément a également augmenté, avec de grands nombres de poissons égarés (par rapport au stock récepteur) dans les rivières de la baie Kyuquot (située dans la même UC; figure 7.3) et de la baie Clayoquot (UC différente). La composition génétique des populations de saumons chinooks de la COIV présentée à la section 4 indique que le stock de la rivière Conuma a eu une influence importante sur de nombreuses rivières du centre de la COIV, de la baie Kyuquot à la baie Clayoquot.

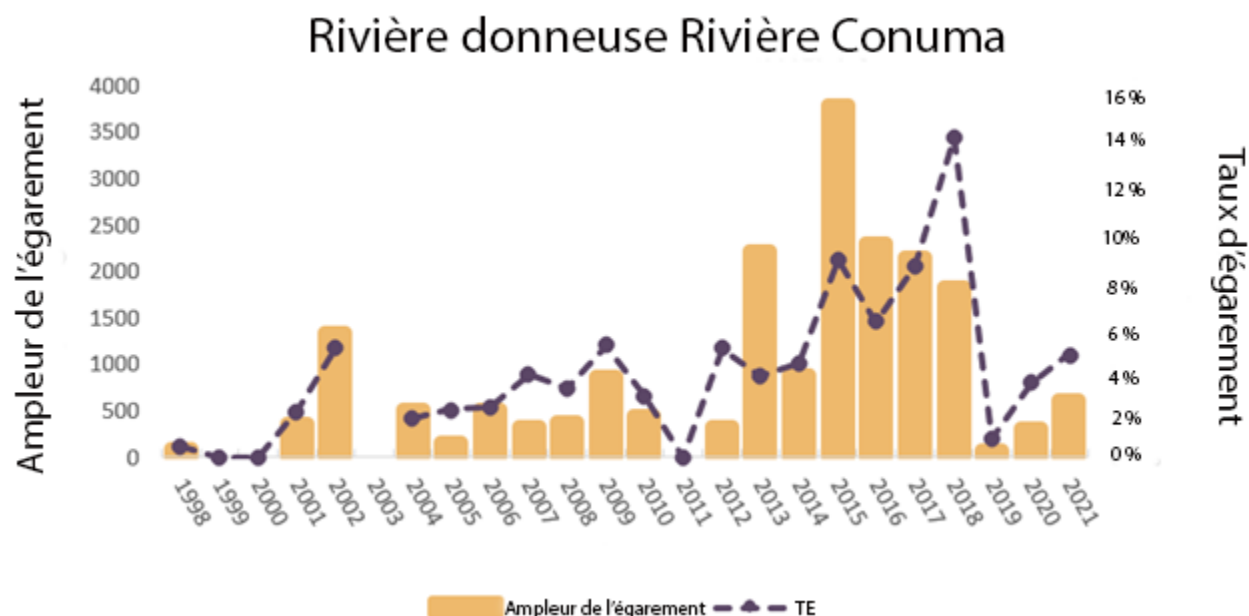


Figure 7.17. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook de l'écluserie de la rivière Conuma, calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Conuma – Rivière réceptrice

Le plus grand nombre de saumons chinooks revenant dans la baie Nootka proviennent de l'écluserie de la rivière Conuma et y retournent. Comme il s'agit d'une grande installation de production, on suppose que la majorité des remontes sera issue de l'écluserie. Les valeurs de $pGON$ dans ce réseau étaient toujours proches de 0,00 entre 1998 et 2021 (tableau E6). Tout comme les autres réseaux fluviaux de la baie Nootka, la rivière Conuma a reçu des poissons égarés d'autres stocks qui provenaient de la baie et avaient été élevés à l'écluserie de la rivière. Cependant, la valeur moyenne de $pGÉF_{\text{égaré}}$ dans ce réseau n'était que de 0,01 (tableau E6). Les récupérations sporadiques de poissons de la rivière Burman, de la rivière Gold, de la rivière Sucwoa et de la rivière Tlupana ont toutes été observées entre 1998 et 2021. La valeur de $pGÉF_{\text{égaré, HUC}}$ était supérieure à 1 % de l'échappée totale et était principalement composée de poissons égarés du ruisseau Robertson. Comme prévu, l' INP est faible toutes les années, avec une moyenne de 0,02 depuis 1998.

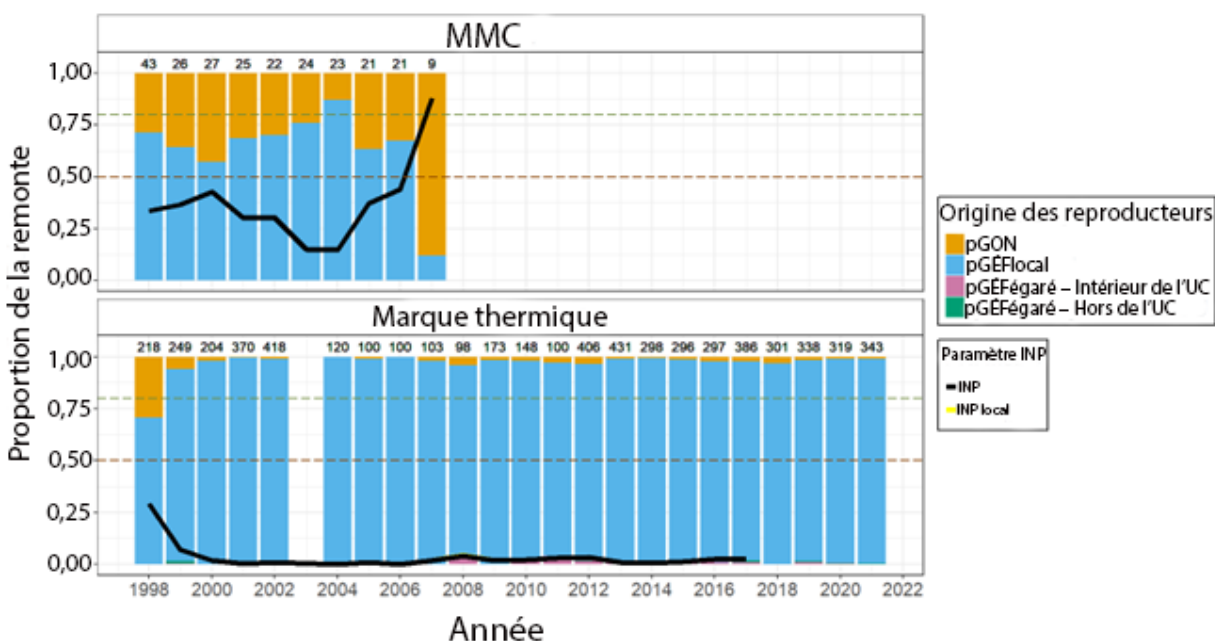


Figure 7.18. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Conuma entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Écloserie de la rivière Conuma – Stock donneur : rivière Burman

Les saumons chinooks de la rivière Burman ont été mis en valeur depuis les années 1980, d'abord par une écloserie communautaire sur la rivière Gold jusqu'en 2005, et actuellement par l'écloserie de la rivière Conuma. Le stock de la rivière Burman n'a été marqué que thermiquement pendant cette période.

La récupération des marques thermiques des chinooks de la rivière Burman a révélé un taux moyen de poissons égarés des rivières donneuses de 4,3 % entre 2006 et 2021. On a régulièrement observé des poissons égarés de la rivière Burman dans des échantillons prélevés dans des cours d'eau non natals de la baie Nootka et, dans une moindre mesure, de la baie Kyuquot (également dans l'unité de conservation d'origine).

Il y a eu deux observations de saumons chinooks de la rivière Burman à l'extérieur de leur unité d'origine; en 2009, un seul saumon égaré a été observé dans la rivière Cowichan et en 2015, un saumon égaré dans la rivière Stamp, adjacente à l'écloserie du ruisseau Robertson.

Les taux d'égarément du stock de la rivière Burman oscillaient entre des valeurs élevées et des valeurs faibles chaque année (figure 7.9). C'est en 2011 qu'on a observé le plus grand nombre de saumons égarés, avec 698 chinooks (26 % des observations de la rivière Burman cette année-là) dans la rivière Conuma, le réseau de l'écloserie dans lequel ils avaient été incubés et élevés. Cependant, dans la rivière Conuma, ce nombre représentait une petite proportion du nombre total de géniteurs (pGÉF_{égéré} = 0,03).

Bien que pouvant poser un problème dans un petit réseau sans mise en valeur, un égarément de cette ampleur dans une grande installation de production, de poissons qui vont se reproduire avec d'autres

individus ayant une signature génétique proche de celle du stock de la rivière Burman représente une menace beaucoup moins grande pour la population locale.

L'ampleur de l'égaré de la rivière Burman était relativement faible, avec une moyenne annuelle de 99 individus observés dans des rivières non natales (tableau D3). Cependant, cette moyenne était faussée à la hausse par quelques années aberrantes, où un petit nombre de récupérations de poissons de la rivière Burman remontant dans la rivière Conuma a été étendu à partir d'un petit échantillon pour représenter un grand nombre de poissons. Bien que peu de poissons du stock de la rivière Burman aient tendance à s'égarer, il convient de souligner que depuis 2015, lorsque l'échantillonnage annuel régulier de la baie Kyuquot a commencé, on observe régulièrement des chinooks de la rivière Burman.

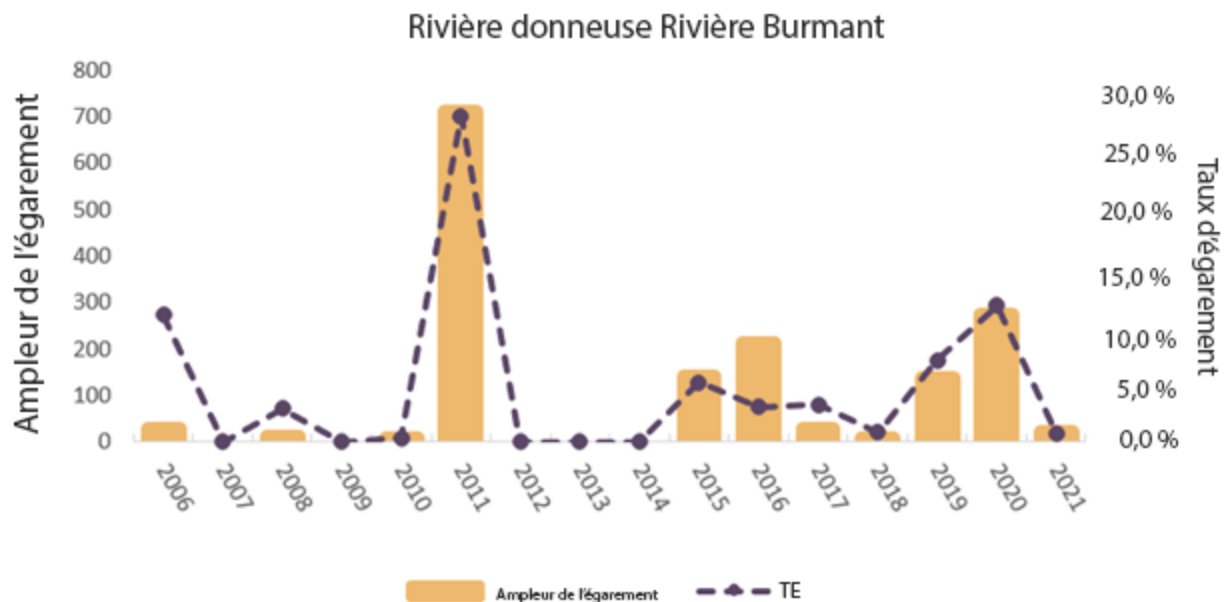


Figure 7.19. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Burman (élevé à l'écloserie de la rivière Conuma), calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Burman – Rivière réceptrice

On échantillonne l'échappée de la rivière Burman pour déceler les marques thermiques depuis 2004. Toutes les années, à l'exception de 2008, 2011 et 2019, on a observé des poissons de la rivière Conuma dans l'échappée de la rivière Burman, avec une valeur moyenne de $pG\acute{E}F_{\text{égaré}}$ de 0,13 (tableau E8). Des poissons provenant de l'intérieur de la baie, de la rivière Gold, de la rivière Leiner et de la rivière Sucwoa ont également été observés, mais en plus petites proportions. Les seules récupérations de l'extérieur de l'UC remontant dans la rivière Burman provenaient de l'écloserie du ruisseau Robertson (valeur moyenne de $pG\acute{E}F_{\text{égaré, HUC}} = 0,02$). La valeur de $pG\acute{E}F_{\text{local}}$ dans la rivière Burman était élevée pendant notre période d'analyse (figure 7.10), avec une moyenne de 0,63 entre les années. L' INP était donc généralement faible. Les différences entre les moyennes de l' INP_{local} et de l' INP étaient faibles (0,32 et 0,26) et indiquaient que $pG\acute{E}F_{\text{local}}$ déterminait les tendances dans la contribution mise en valeur, plus que les poissons égarés. Dans ce cas, la suppression des chinooks locaux de l'écloserie de la rivière Burman aurait un impact beaucoup plus grand pour accroître la contribution des poissons d'origine naturelle à l'échappée que si on tentait de réduire l'influence des poissons égarés de l'extérieur du réseau.

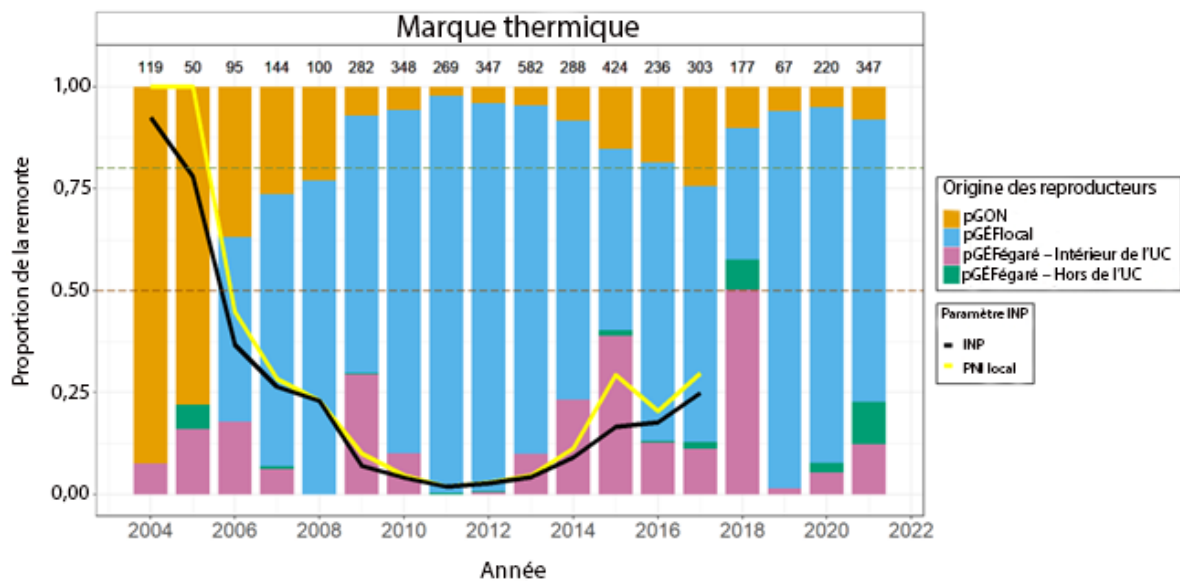


Figure 7.20. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Burman entre 2004 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Écloserie de la rivière Conuma – Stock donneur : rivière Gold

Les saumons chinooks de la rivière Gold sont actuellement mis en valeur à l'écloserie de la rivière Conuma. Cette population était historiquement élevée à l'installation du PPC de la rivière Gold jusqu'à l'année d'éclosion 2005. Les récupérations de marques thermiques montrent que le taux moyen d'égarement de la rivière Gold était élevé, à 13,0 %. Malheureusement, les estimations de l'échappée pour la rivière Gold n'étaient disponibles que pour un petit sous-ensemble d'années et il n'a pas été possible de calculer des extensions pour le chinook de cette rivière. Les estimations du taux moyen d'égarement n'ont donc été calculées qu'à partir de cinq années où les réseaux donneurs et récepteurs ont été échantillonnés (tableau D4). Toutefois, pour trois de cinq de ces années, les taux d'égarement étaient élevés, variant de 10,5 % à 37,8 % (figure 7.11).

L'égarement hors de l'UC des poissons de la rivière Gold était lui aussi élevé, avec une moyenne de 8,9 % entre les années. Des poissons égarés ont été observés en 2012, 2015, 2016, 2017 et 2019 dans des cours d'eau de la baie Clayoquot et de la baie Barkley. Cette observation continue de poissons égarés en dehors de la baie Nootka suggère une récente tendance à la hausse de l'égarement hors de l'UC par le stock de la rivière Gold. L'ampleur de l'égarement était en moyenne de 114 individus par année, un nombre relativement élevé comparativement à l'échappée moyenne estimée dans la rivière, de plus de 1 600 poissons par année depuis 1980.

Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette tendance. Tout d'abord, la population de la rivière Gold est une population issue de l'élevage satellite, c'est-à-dire que le stock de géniteurs est prélevé dans le réseau natal et élevé dans une grande installation de production, avant d'être relâché dans la rivière d'origine. De plus, l'élevage d'une partie de cette population dans des parcs marins, un processus associé à l'élevage satellite, l'utilisation d'eau non natale pendant l'élevage et l'échantillonnage du stock de géniteurs en mer ou en estuaire ont été associés à une altération de l'imprégnation et à une augmentation des taux d'égarement (Candy et Beacham 2000; Labelle 1992).

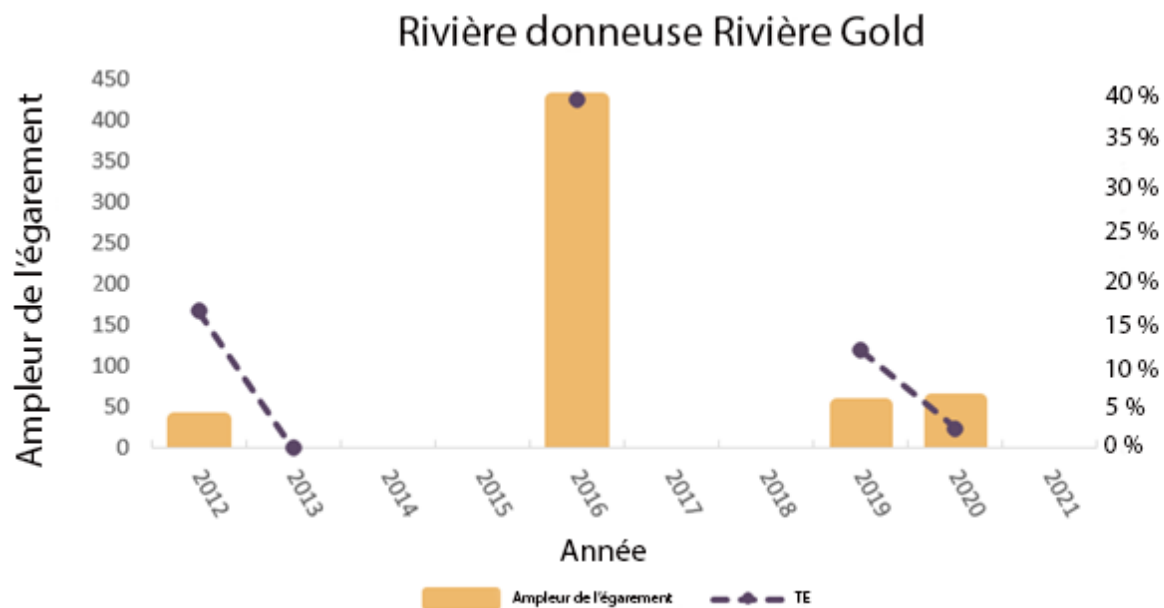


Figure 7.21. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarement du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Gold (élevé à l'écloserie de la rivière Conuma), calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Gold – Rivière réceptrice

On échantillonne la rivière Gold pour récupérer les marques thermiques depuis 2005. Presque toutes les années analysées, $pG\acute{E}F_{\text{égéré}}$ était supérieur à 0,50 (figure 7.12) et était composé presque entièrement de la population du ruisseau Robertson, hors de l'UC. Par contraste, la moyenne de $pG\acute{E}F_{\text{local}}$ n'était que de 0,19 (tableau E9). Ces résultats sont semblables à ceux observés par Candy et ses collaborateurs (2009), qui ont décrit cette relation d'égarement et émis l'hypothèse qu'entre 1986 et 2015, il est possible que le stock original de la rivière Gold ait été entièrement remplacé. C'est la relation d'égarement entre population donneuse et réceptrice la plus marquée actuellement connue dans le sud de la Colombie-Britannique. Les valeurs moyennes de l' INP_{local} étaient de 0,62, comparativement à une INP de 0,26 si l'on inclut les valeurs de l'égarement, ce qui montre que les poissons égarés sont le facteur le plus important de l'augmentation de la contribution des écloseries dans la rivière Gold.

D'autres instances sporadiques de poissons égarés ont été observées dans la rivière Gold, mais ces cas dépassent peu souvent une poignée d'observations et représentaient rarement plus de 3 % de la remonte. Les autres cours d'eau donneurs étaient notamment la rivière Burman voisine, avec des récupérations occasionnelles de chinooks de la rivière Conuma. Les poissons égarés de l'extérieur de l'UC, outre le ruisseau Robertson, provenaient de la rivière Nitinat et de la rivière Sarita quelques années (tableau E9).

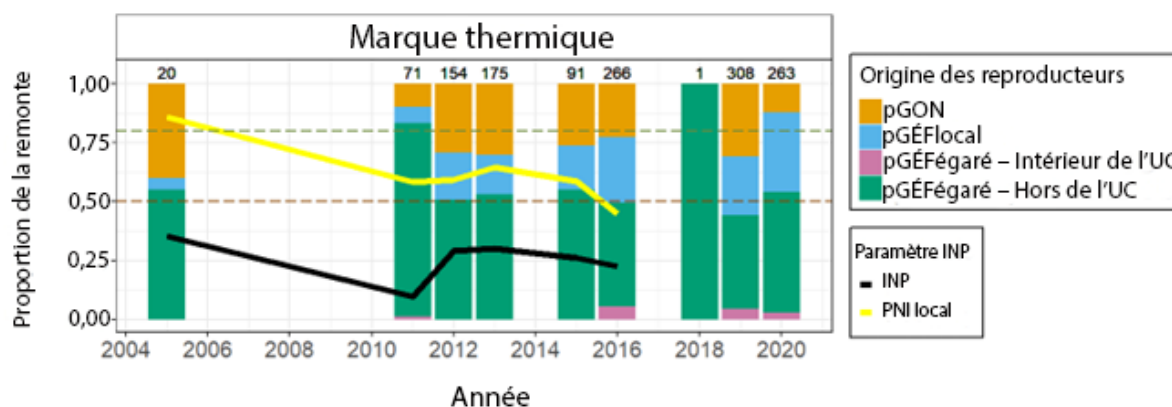


Figure 7.22. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Gold entre 2005 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Rivière Leiner – Rivière réceptrice

La rivière Leiner est régulièrement échantillonnée depuis 2006. Chaque année, on observe des chinooks de la rivière Conuma dans l'échappée, contribuant entre 6 % et 37 % à la remonte entre les années. Des poissons égarés de la rivière Tahsis voisine ont également été récupérés dans la rivière Leiner, mais moins souvent que ceux de la rivière Conuma. D'autres récupérations sporadiques, de poissons de la rivière Burman et de la rivière Sucwoa, dans l'UC, ont également été observées entre 2006 et 2021, mais jamais plus d'une seule au cours d'une année donnée (tableau E10).

On a observé des récupérations de poissons égarés de l'extérieur de l'UC dans les stocks du ruisseau Robertson, de la rivière Nahmint et de la rivière Nitinat entre 2006 et 2021, mais seulement des récupérations uniques, sauf en 2016, où deux poissons du ruisseau Robertson se sont égarés dans la rivière Leiner. Les saumons chinooks d'écloserie composaient régulièrement plus de la moitié des échantillons prélevés dans la rivière Leiner, avec une moyenne de pGÉF de 0,60 (figure 7.13). La moyenne de l'INP_{local} était de 0,62, soit un réseau de type « Intégrée-Transition », et la moyenne de l'INP était de 0,26, soit un réseau de type « Intégrée-Écloserie ». Ce résultat donne à penser que les saumons chinooks égarés pourraient être à l'origine des tendances de la contribution des écloseries à la rivière.

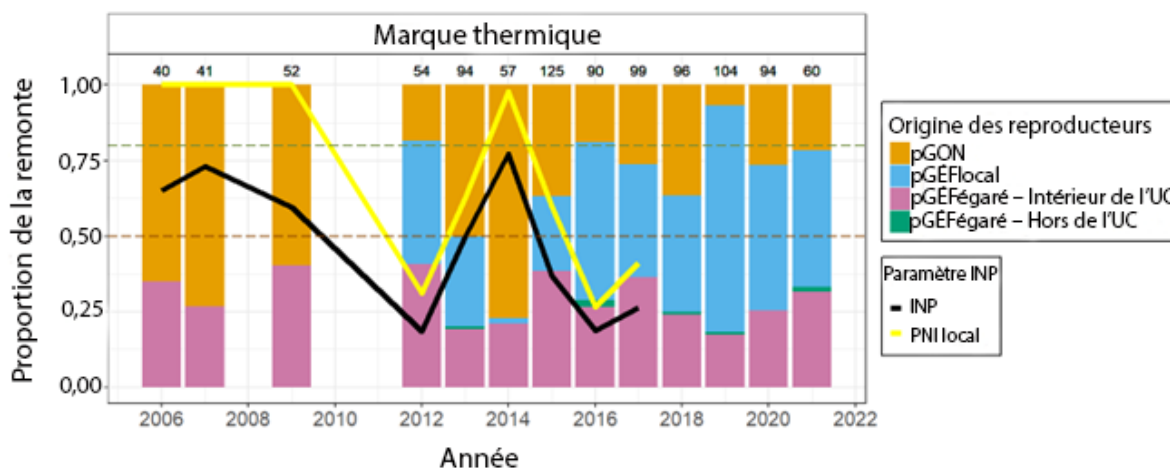


Figure 7.23. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Leiner entre 2006 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égéré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égéré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Rivière Tahsis – Rivière réceptrice

La rivière Tahsis est échantillonnée depuis 2004. Comme dans la rivière Leiner, on a observé des poissons égarés de la rivière Conuma dans la rivière Tahsis presque chaque année échantillonnée, mais ils représentaient une proportion beaucoup plus faible de la remonte moyenne (tableau E11). La contribution la plus importante de poissons d'écloserie dans la rivière Tahsis provenait de la rivière Leiner voisine. L'échange régulier de saumons chinooks matures entre la rivière Tahsis et la rivière Leiner illustre l'ambiguïté qui découle de la définition de l'égarement à de fines échelles géographiques et donne à penser que ces populations ont un patrimoine génétique commun.

Des récupérations sporadiques de poissons de la rivière Gold et de la rivière Sucwoa, dans l'UC, ont également été observées dans la rivière Tahsis certaines années, mais aucun profil n'a été relevé outre les apports de la rivière Conuma. On a détecté des récupérations sporadiques de poissons égarés des populations du ruisseau Robertson, de la rivière Sarita et de la rivière Nitinat, à l'extérieur de l'UC, depuis 2017, mais elles n'ont jamais constitué une grande proportion de la remonte (valeur moyenne de $p_{GÉF_{égéré, HUC}} = 0,01$). Les valeurs de l'INP fluctuaient entre celles d'un réseau « Intégrée-Sauvage » et d'un réseau « Intégrée-Écloserie », mais la moyenne sur la série chronologique se situe en dessous de 0,5 (figure 7.14). La plupart des années, l'ampleur de $p_{GÉF_{local}}$ déterminait cette tendance, sauf entre 2015 et 2017, où les poissons égarés de l'extérieur du réseau constituaient une partie importante de la remonte, abaissant les valeurs de l'INP.

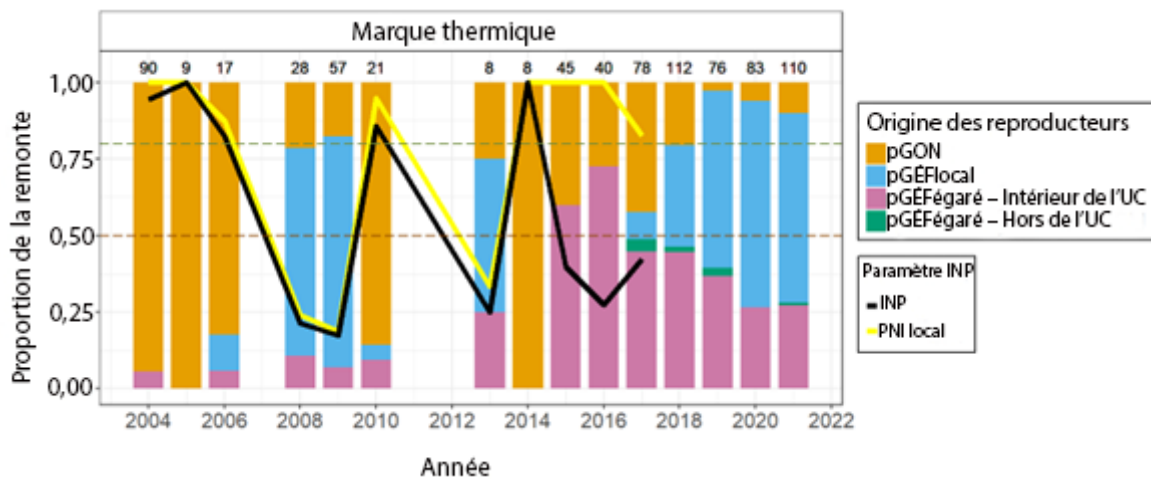


Figure 7.24. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Tahsis entre 2004 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Rivière Sucwoa et rivière Tlupana – Rivières réceptrices

Les débits sortants de la rivière Sucwoa et de la rivière Tlupana se trouvent sur des côtés opposés de l'estuaire qui alimente l'écloserie de la rivière Conuma (figure 7.3). Dans ces deux réseaux, et la plupart des années, la valeur de pGÉF_{égaré} était supérieure à pGÉF_{local} (figures 7.15 et 7.16). La composante la plus importante de pGÉF_{égaré} provenait de la rivière Conuma chaque année (tableaux E11 et E12). Une seule récupération provenant du ruisseau Robertson a eu lieu une fois dans chaque rivière, et un chinook de la rivière Burman a été récupéré dans la rivière Tlupana en 2014.

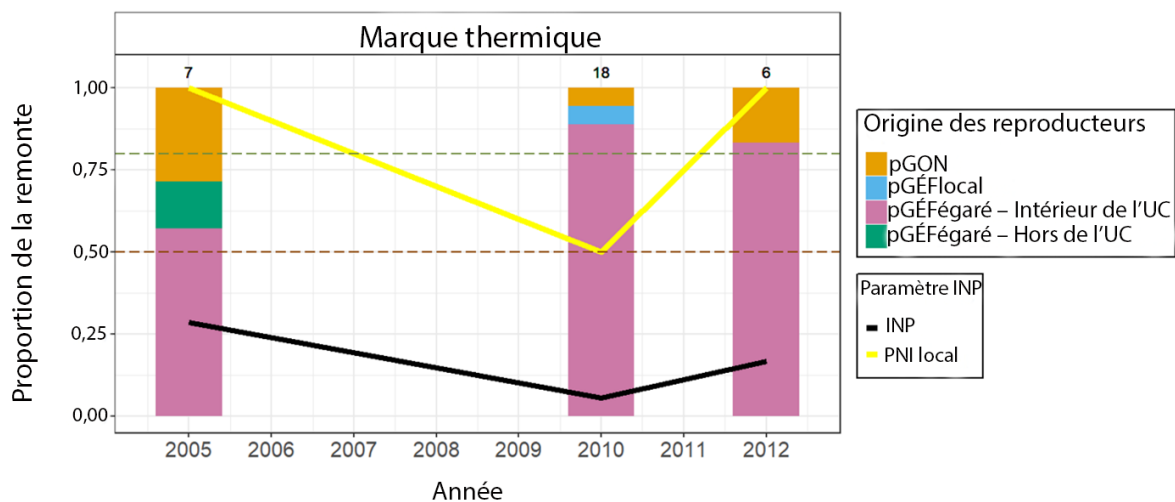


Figure 7.25. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Sucwoa entre 2005 et 2012, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

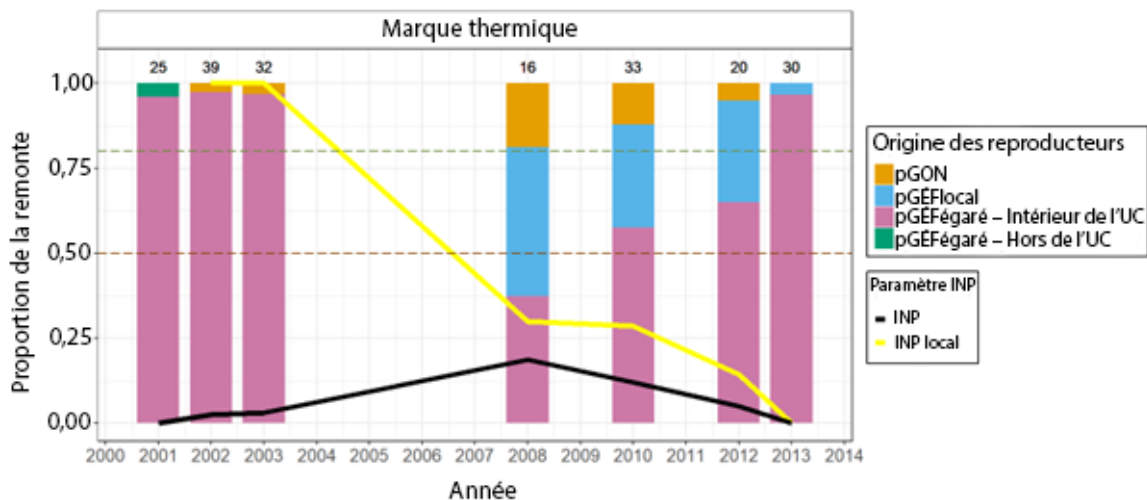


Figure 7.26. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Tlupana entre 2001 et 2013, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Rivière Zeballos – Rivière réceptrice

Le stock de la rivière Zeballos est le stock mis en valeur le plus au nord dans la baie Nootka et a été échantillonné entre 2004 et 2009. Comme pour la plupart des autres réseaux de la baie Nootka, les poissons égarés de la rivière Conuma représentaient une proportion importante de la remonte dans la rivière Zeballos (tableau E14). Durant cette période, la valeur moyenne de $pGÉF_{\text{égaré}}$ était de 0,10 et celle de $pGÉF_{\text{local}}$ s'établissait à 0,50 (figure 7.17). D'autres poissons égarés ont été observés sporadiquement de la rivière Gold et de la rivière Burman, à l'intérieur de l'UC, mais les poissons égarés de l'extérieur de l'UC étaient plus courants. On a observé des saumons chinooks des écloseries du ruisseau Robertson et de la rivière Nitinat égarés en 2005 et en 2006 dans la rivière Zeballos et des chinooks de la rivière Sarita en 2005, 2006, 2007 et 2009. Il conviendrait de relancer les efforts d'échantillonnage dans cette rivière afin de déterminer les tendances modernes de l'égaré dans ce réseau.

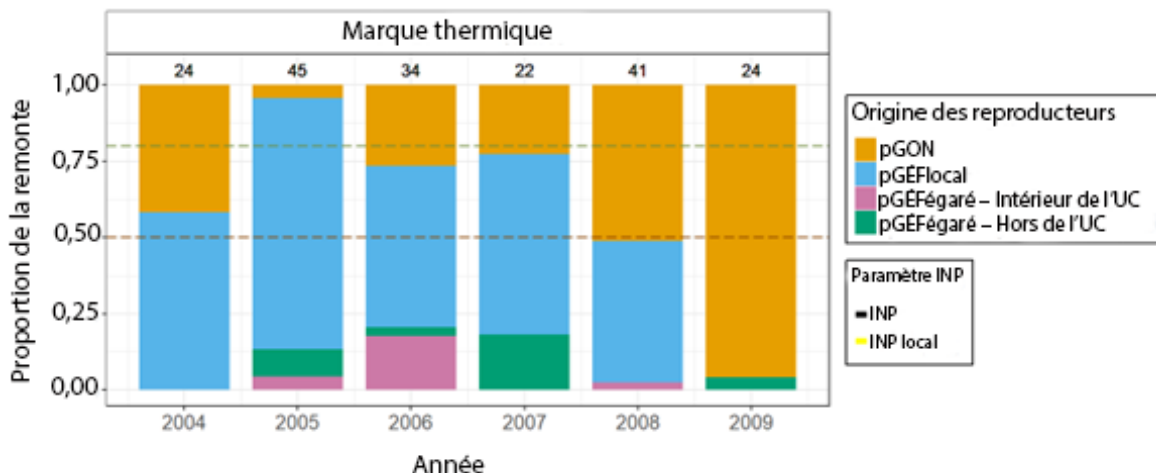


Figure 7.27. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Zeballos entre 2004 et 2009, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{\text{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année.

7.1.3. Unité de conservation : CK-31 – Ouest de l'île de Vancouver-Sud

L'UC CK-31 (Ouest de l'île de Vancouver-Sud) contient de nombreuses et grandes rivières à chinook qui se jettent dans deux baies (la baie Clayoquot et la baie Barkley) et plusieurs bassins côtiers le long du sud-ouest de l'île de Vancouver (figure 7.18). L'UC compte deux grandes installations de production, l'écloserie du ruisseau Robertson et l'écloserie de la rivière Nitinat. Ces installations relâchent plus de six et trois millions de saumons chinooks d'écloserie chaque année, respectivement. À l'extrémité nord de l'UC, les rivières de la baie Clayoquot demeurent en grande partie sans mise en valeur, avec des suppléments sporadiques de poissons d'écloserie dans certains réseaux. Sur les 42 bassins fluviaux où des chinooks ont été régulièrement observés depuis 1953, 15 ont été échantillonnés entre 1998 et 2021, soit environ 95 % de l'échappée totale dans l'UC. Tous ces stocks ont été identifiés à l'aide de marques thermiques et quatre aussi par des MMC durant cette période. La moyenne de $pGÉF_{\text{égaré}}$ pour les rivières de l'UC CK-31 était de 0,10, estimée à partir des récupérations de marques thermiques, et de 0,01 estimée à partir des MMC. La moyenne de $pGÉF_{\text{égaré, HUC}}$ était de 0,08 d'après les récupérations de marques thermiques et de 0,00 selon les MMC. Les valeurs moyennes de l'INP ont pu être calculées pour neuf stocks dans cette UC à partir des marques thermiques et pour quatre stocks à partir des MMC. Sur les neuf stocks marqués thermiquement, les valeurs moyennes de l'INP indiquaient des populations « Intégrée-Sauvage » (INP de 0,8) pour trois d'entre eux, des populations « Intégrée-Transition » (INP entre 0,5 et 0,8) pour deux autres et des

populations « Intégrée-Écloserie » pour les quatre derniers ($INP < 0,5$). Les récupérations de MMC dénotaient deux populations « Intégrée-Transition » et deux « Intégrée-Écloserie » dans l'UC.

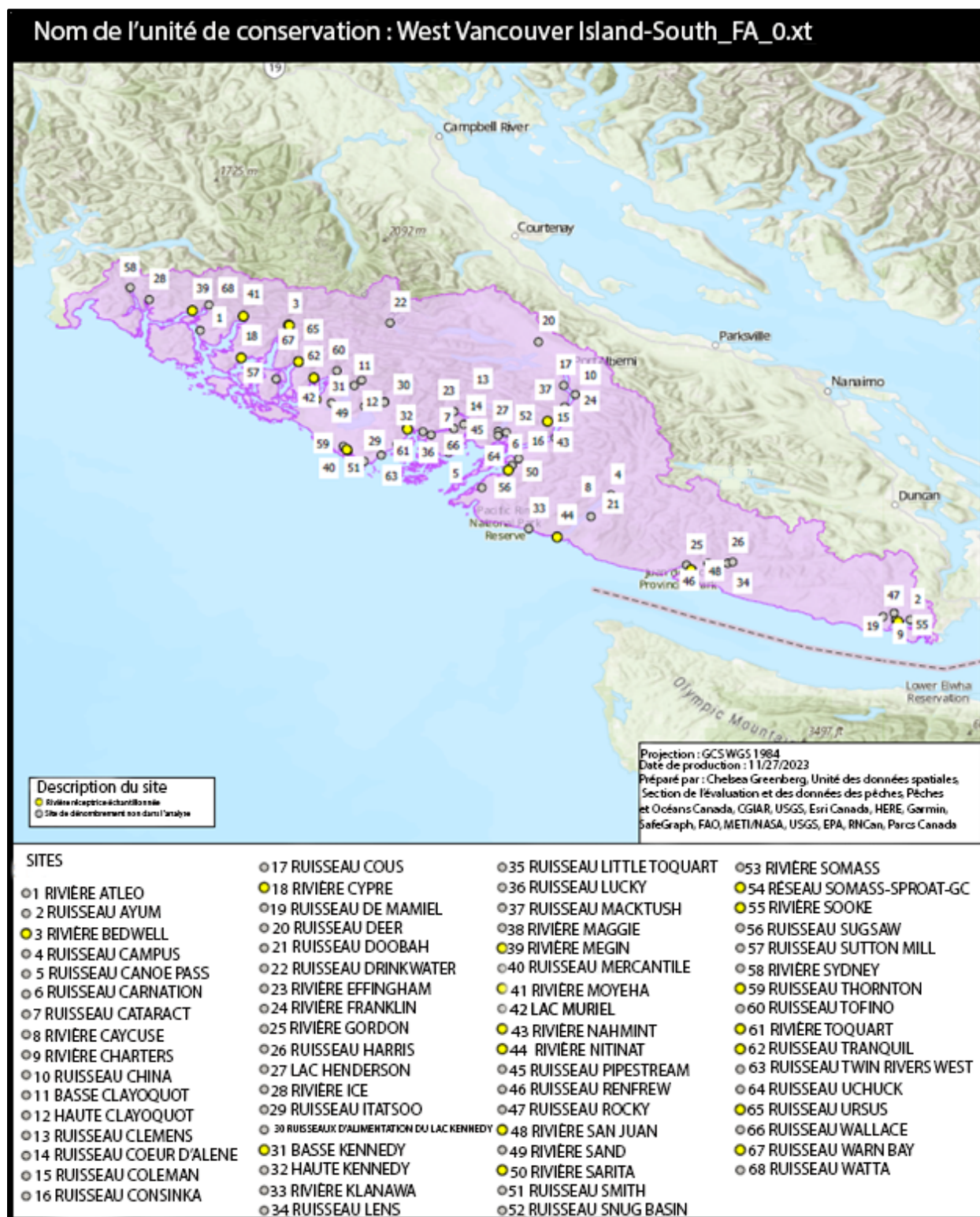


Figure 7.28. Carte des limites de l'unité de conservation CK-31 (Ouest de l'île de Vancouver-Sud), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

7.1.3.1. Baie Clayoquot

La baie Clayoquot contient un certain nombre de rivières sans mise en valeur qui ont historiquement reçu un apport minimal de poissons d'écloserie. Depuis le début des années 1980, l'écloserie du ruisseau Thornton, une installation du programme de développement économique des communautés (PDEC), met en valeur un petit nombre de populations de saumons chinooks et élève actuellement en moyenne 300 000 poissons par année, provenant principalement de la rivière Toquart. Cette installation appuie également l'écloserie locale de Tofino, une installation du programme de participation du public (PPP), qui met en valeur diverses rivières dans toute la baie Clayoquot dans le but de reconstituer des populations de la région dont les échappées sont faibles. L'écloserie de Tofino a élevé diverses populations depuis sa création et, de ce fait, les valeurs de $pG\acute{E}F$ et de $l'INP$ dans les rivières de la baie Clayoquot ont varié selon les populations mises en valeur les années précédant l'échantillonnage des échappées. De plus, en raison de la mise en valeur sporadique donnant lieu à quelques collectes de stocks de géniteurs, les estimations de l'égaré sont généralement calculées à partir d'échantillons de carcasses ou de reproducteurs naturels qui sont plus difficiles à obtenir et donnent de petits échantillons pour la plupart des réseaux et des années. Il est donc important de noter que nos estimations de l'égaré dans la baie Clayoquot seront imprécises jusqu'à ce qu'un échantillonnage régulier et systématique puisse être effectué entre les années. Sur la période de notre travail, nous avons analysé des échantillons provenant de six réseaux fluviaux de la baie Clayoquot : la rivière Megin, la rivière Moyeha, la rivière Cypre, la rivière Bedwell, le ruisseau Tranquil et la basse Kennedy.

Rivière Megin et rivière Moyeha – Rivières réceptrices

À l'extrémité nord-ouest de la baie, la rivière Megin et la rivière Moyeha ont été échantillonnées de façon sporadique entre 2010 et 2017. Dans la rivière Megin, les échantillons prélevés en 2015 et en 2017 ont révélé la présence de chinooks de la rivière Conuma dans l'échappée. En 2015, les chinooks de la rivière Conuma représentaient les deux tiers des 15 échantillons prélevés, et en 2017, on a observé un chinook de la rivière Conuma et un de la rivière Megin (figure 7.19, tableau E15).

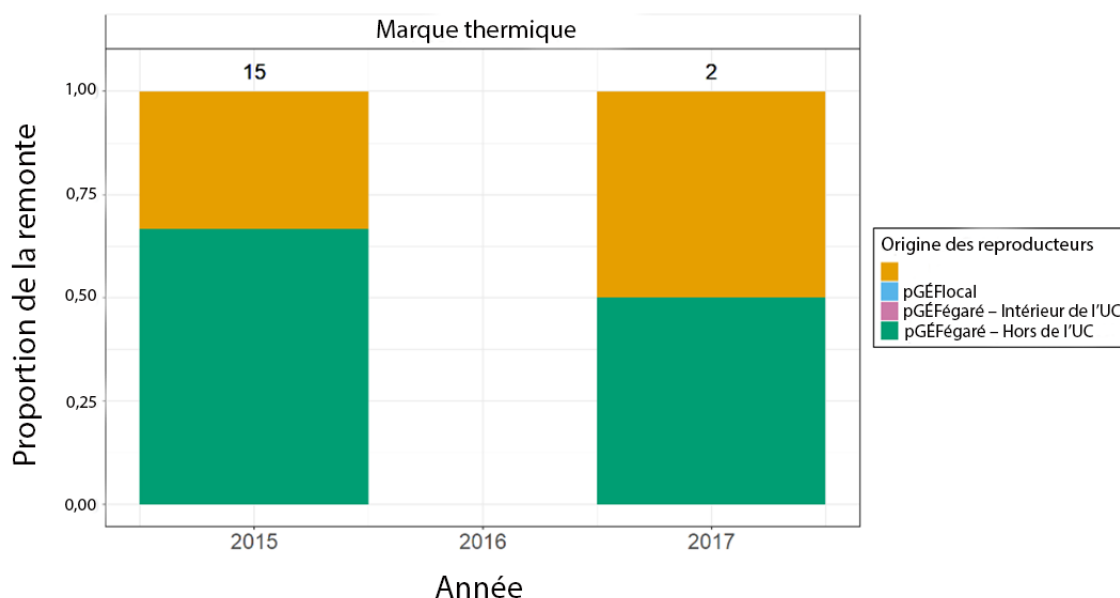


Figure 7.29. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Megin entre 2015 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pG\acute{E}F_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pG\acute{E}F_{égaré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pG\acute{E}F_{égaré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de $l'INP$ n'a été calculée.

L'échantillonnage de la rivière Moyeha a révélé que 6 des 11 échantillons prélevés en 2010 provenaient de la rivière Conuma, mais en 2011 et en 2017, tous les poissons échantillonnés étaient issus de la rivière Moyeha (figure 7.20, tableau E16). Les réseaux des rivières Megin et Moyeha ne sont pas mis en valeur et aucun stock de géniteurs n'y est prélevé, de sorte que les valeurs de l'INP n'ont pas pu être calculées.

Cette tendance des poissons de rivière Conuma à s'égarer dans la rivière Megin et la rivière Moyeha est étayée par les données de référence génétiques présentées à la section 4; les saumons chinooks qui reviennent dans ces réseaux affichaient de faibles distances de l'indice F_{ST} , regroupées très étroitement avec les échantillons de la rivière Conuma, historiques et récents. Les échantillons de la rivière Megin ont été retirés des poissons de la rivière Conuma sur le dendrogramme, mais ils étaient encore toujours regroupés plus près du chinook de la rivière Conuma Chinook que des autres populations de la baie Clayoquot comme le ruisseau Tranquil.

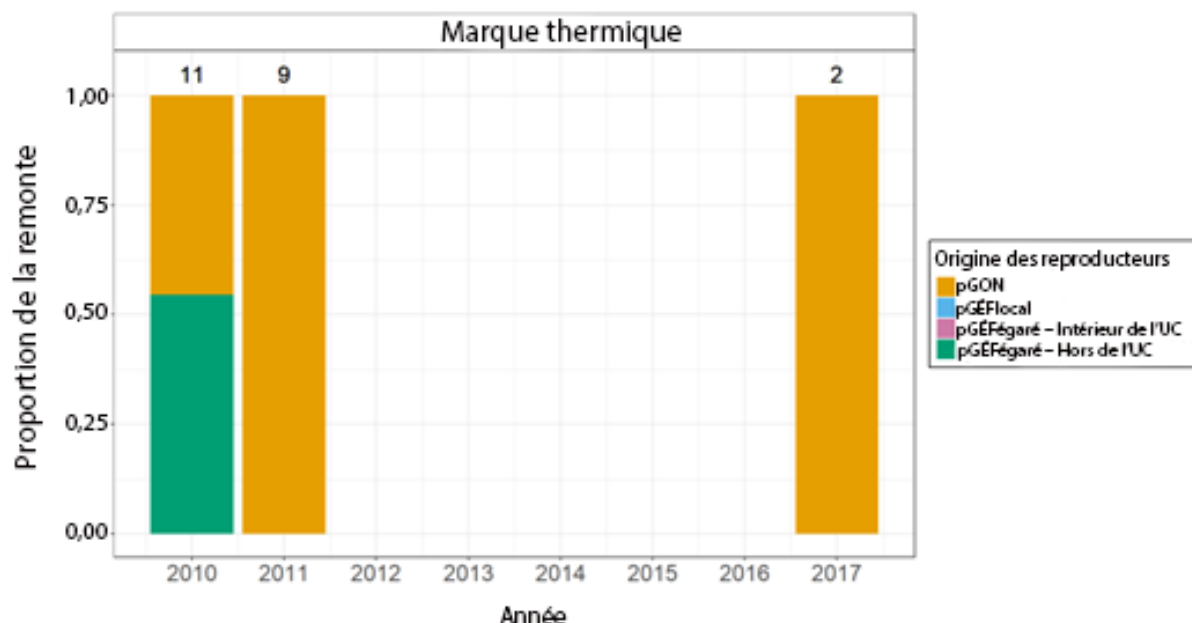


Figure 7.30. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Moyeha entre 2010 et 2017, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.

Une source d'eau commune qui alimente les cours d'eau de la baie Nootka et de l'ouest de la baie Clayoquot pourrait être une hypothèse qui explique la plus grande propension du chinook de la rivière Conuma à s'égarer dans les rivières Megin et Moyeha plutôt que dans d'autres rivières de la baie Clayoquot. Étant donné que l'olfaction des caractéristiques de la rivière natale fait partie intégrante du retour dans le bon cours d'eau natal (Keefer et Caudill 2014), ce sont peut-être les similitudes entre les sources d'eau qui expliquent cette tendance. Toutefois, une étude plus approfondie des profils chimiques des cours d'eau de la COIV est nécessaire avant que de telles conclusions puissent être tirées.

Rivière Bedwell – Rivière réceptrice

La rivière Bedwell fait l'objet d'une gestion spéciale, car elle avait été autrefois classée comme indicatrice de l'échappée « sauvage » dans la baie Clayoquot. En 2011, après six années consécutives de remontes de moins de 100 saumons chinooks, on a décidé d'entreprendre la mise en valeur. La

cible de production a été fixée à 25 000 œufs (environ 6 à 8 femelles), et une entaille a été pratiquée sur la nageoire adipeuse de tous les poissons relâchés des écloseries locales. Depuis 2013, la remonte moyenne est d'environ 500 chinooks par année.

On a pratiqué une entaille sur la nageoire adipeuse et appliqué une MMC sur la population, mais pas de marque thermique d'identification du stock, et il n'a donc pas été possible de calculer $pGÉF_{local}$ pour ce type de marque. Aucun poisson égaré n'a été observé dans les échantillons de MMC prélevés entre 2015 et 2019 (figure 7.22). Pour les échantillons de marques thermiques, la moyenne de $pGÉF_{égaré}$ était de 0,18 sur l'ensemble des années et celle de $pGÉF_{égaré, HUC}$ s'établissait à 0,06 (tableau E17). On a régulièrement observé des poissons égarés de la rivière Gold (à l'extérieur de l'UC) qui remontaient dans la rivière Bedwell en 2015, 2016, 2017 et 2019. De plus, on a aussi récupéré un poisson égaré de la rivière Conuma en 2018 et des poissons égarés de la rivière Leiner (1) et du ruisseau Robertson (5) en 2019. À l'exception des observations susmentionnées, les analyses des marques thermiques n'ont révélé aucune autre observation de poisson égaré.

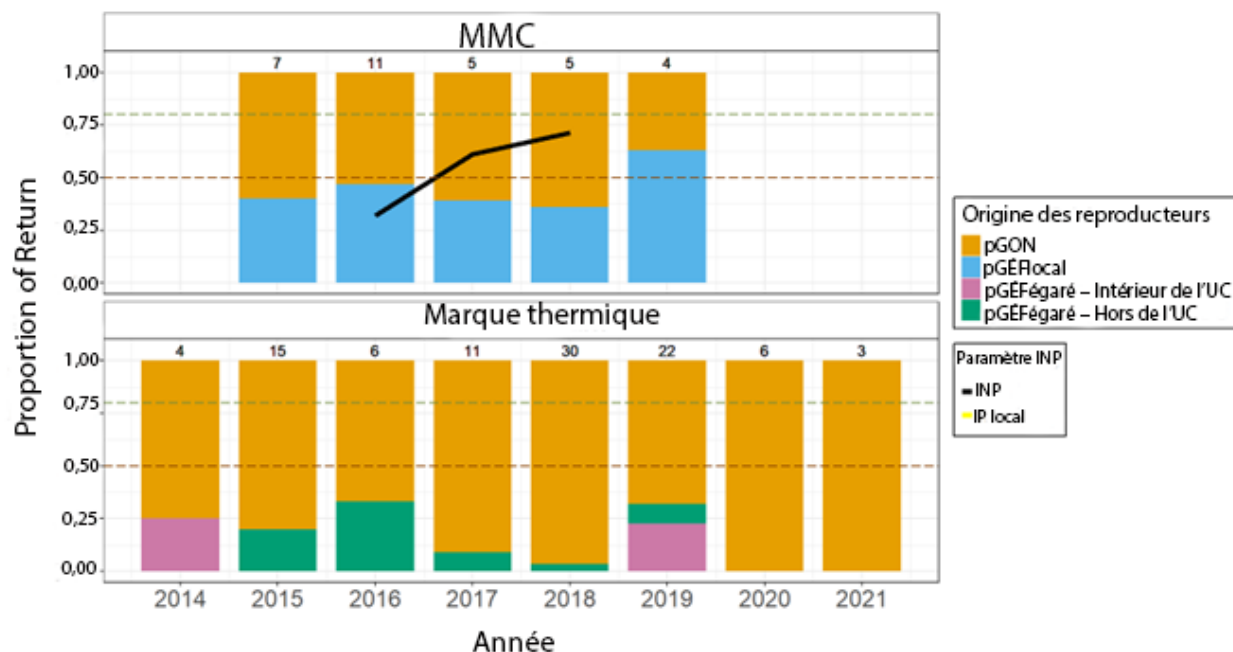


Figure 7.31. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Bedwell entre 2014 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5. Comme ce stock n'est pas marqué thermiquement, aucune estimation de l'INP n'a été calculée pour ce type de marque.

Rivière Cypre – Rivière réceptrice

La rivière Cypre a été échantillonnée en 2011 et de nouveau de 2014 à 2020. Cinq de ces sept années, aucun poisson égaré n'a été observé dans les échantillons de marques thermiques (figure 7.21). En 2016, un saumon chinook à la nageoire adipeuse coupée, d'origine inconnue, a été observé, ce qui représente un $pGÉF_{égaré}$ de 0,09 (tableau E19). En 2019, un poisson du ruisseau Robertson a été observé, donnant un $pGÉF_{égaré}$ de 0,11. Au cours de ces années, et de la

plupart des autres, la taille des échantillons était petite, ce qui signifie que nous n'avons pas d'estimations précises de l'égaré dans ce réseau.

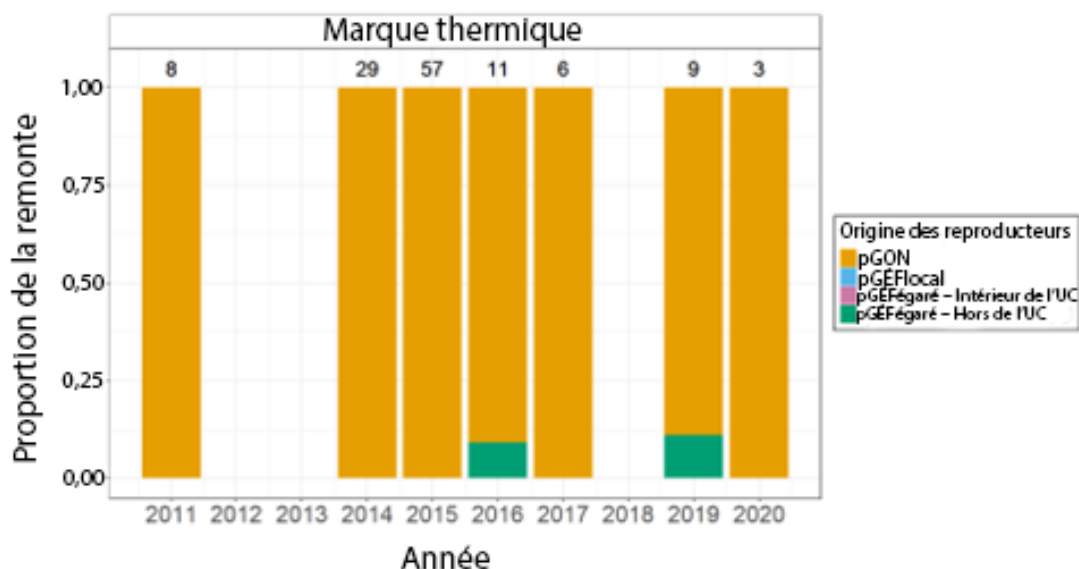


Figure 7.32. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Cypre entre 2011 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Comme ce stock n'est pas marqué thermiquement, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.

Ruisseau Tranquil et rivière Kennedy – Rivières réceptrices

À l'extrémité est de la baie Clayoquot, le ruisseau Tranquil et la rivière Kennedy étaient la source la plus abondante des saumons chinooks analysés pour déceler la présence de marques thermiques dans la région. Des échantillons ont été prélevés dans le ruisseau Tranquil en 2011 et entre 2014 et 2021 et aucune marque thermique indiquant des poissons égarés d'écloserie n'a été observée toutes les années, sauf en 2019 (figure 7.23). En 2019, six échantillons du ruisseau Tranquil ont été analysés, dont deux provenaient de l'écloserie du ruisseau Robertson (tableau E20).

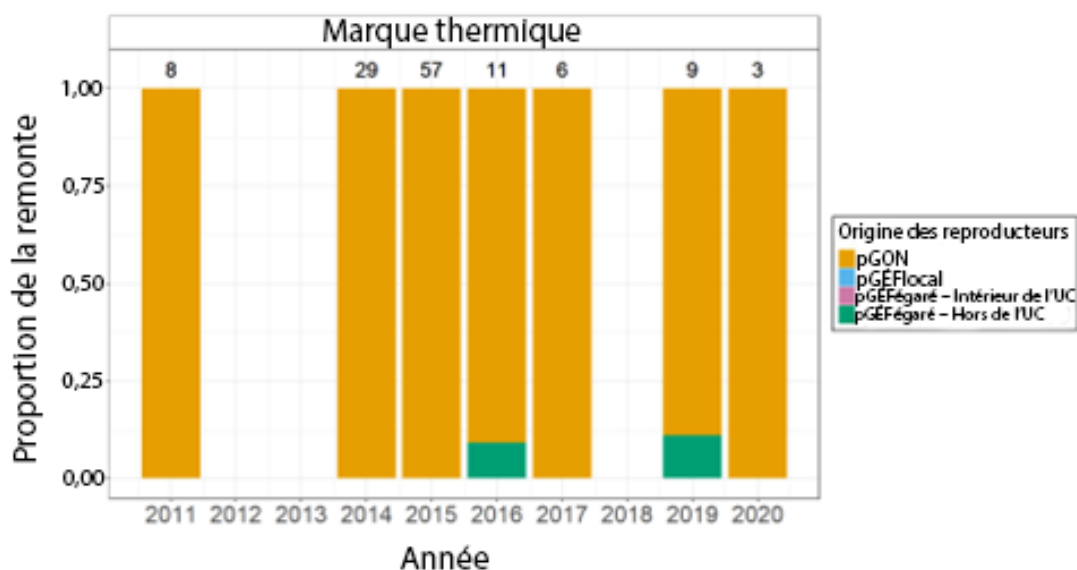


Figure 7.33. Origine des géniteurs remontant dans le ruisseau Tranquil entre 2011 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Comme ce stock n'est pas marqué thermiquement lorsqu'il est mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.

Dans la rivière Kennedy voisine, les échantillons prélevés entre 2015 et 2017 n'ont révélé aucun poisson égaré d'écloserie dans le réseau (figure 7.24). L'échantillonnage effectué en 2004 dans le ruisseau a montré la présence d'un seul poisson égaré dans 49 échantillons, provenant du ruisseau Robertson (tableau E21).

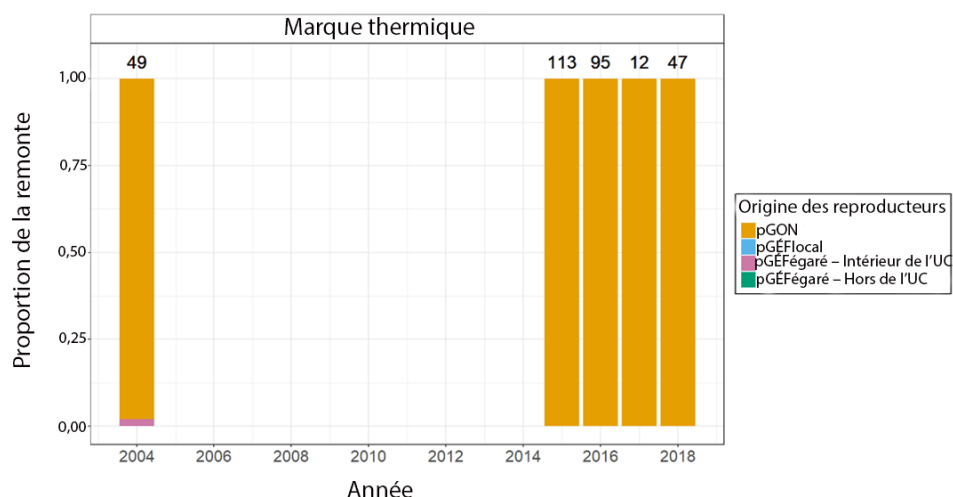


Figure 7.34. Origine des géniteurs remontant dans la basse Kennedy entre 2004 et 2018, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Étant donné que ce stock n'est pas mis en valeur, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.

7.1.3.2. Baie Barkley – COIV

La baie Barkley abrite plusieurs rivières à chinook, ainsi que l'une des plus grandes écloséries d'élevage de chinook en Colombie-Britannique, l'éclosérie du ruisseau Robertson. Cette installation est située sur la rivière Stamp, près du Grand lac central, dans le bassin hydrographique plus vaste de la rivière Somass, qui englobe également le lac Sproat et plusieurs cours d'eau plus petits. Avant les années 1970, l'échappée de saumons chinooks adultes dans les réseaux de la baie Barkley, y compris la rivière Somass, s'élevait en moyenne à plus de 12 000 individus par année. Depuis le début de la mise en valeur dans le ruisseau Robertson au début des années 1970, les valeurs moyennes de l'échappée dans la baie ont augmenté jusqu'à une moyenne de plus de 50 000 poissons, atteignant 148 000 géniteurs certaines années. En plus du réseau de la rivière Somass, quatre autres rivières productrices de saumon chinook de la baie Barkley ont été échantillonnées pour détecter des marques thermiques et des MMC entre 1998 et 2017 : la rivière Sarita, la rivière Nahmint, la rivière Toquart et le ruisseau Thornton.

Éclosérie du ruisseau Robertson – Stock donneur : rivière Somass/ruisseau Robertson

L'éclosérie du ruisseau Robertson met le saumon en valeur depuis le début des années 1970 et relâche actuellement le plus grand nombre de saumons chinooks de toutes les installations de la région du Pacifique, plus de sept millions par année. Un sous-ensemble des saumons chinooks élevés à cette installation est marqué à l'aide de MMC comme indicateur pour l'unité de gestion des stocks de la COIV. Des marques thermiques sont également appliquées sur les saumons chinooks depuis l'année d'éclosion 1993. L'éclosérie du ruisseau Robertson est l'un des rares réseaux du sud de la Colombie-Britannique qui a des programmes de marques thermiques et de MMC de 1998 à aujourd'hui.

Dans le cadre de notre étude, tous les chinooks qui revenaient dans le réseau de la rivière Somass ont été regroupés dans un bassin, bien qu'un égarement à plus petite échelle existe probablement dans des tronçons de ce bassin. Du fait de la similitude génétique de ces populations, ainsi que de leur importante composante issue d'éclosérie, il est raisonnable de classer ces géniteurs comme une grande métapopulation.

Les récupérations de MMC de chinooks du ruisseau Robertson dans le sud de la Colombie-Britannique ont montré un faible taux moyen d'égarement de 0,5 %, avec un taux de 0,4 % pour l'égarement de l'extérieur de l'UC (tableau D5). Ces poissons égarés ont été récupérés dans une zone géographique semblable à celle observée pour les marques thermiques, mais dans un moins grand nombre de réseaux récepteurs. Cette différence peut être due à la plus grande détectabilité des marques thermiques par rapport aux MMC, qui ne sont habituellement appliquées qu'à un taux de 10 à 15 % dans les populations où elles sont appliquées dans le sud de la Colombie-Britannique. L'ampleur moyenne des poissons égarés détectée à l'aide des MMC était de 152 entre les années, mais elle a culminé à 1 388 individus en 2020 (tableau D5).

Les données sur les marques thermiques ont révélé un taux moyen d'égarement depuis l'éclosérie du ruisseau Robertson de 2,0 % entre 1998 et 2021 (tableau D6). Depuis 2011, les taux annuels d'égarement étaient considérablement plus élevés que ceux qui ont été observés entre 1998 et 2010 (figure 7.25), les observations les plus importantes étant le résultat de l'égarement des poissons de la rivière Gold. Le taux d'égarement hors de l'UC en provenance du ruisseau Robertson est également le plus fort des trois installations OPS de la COIV, avec des observations fréquentes, mais souvent de faible ampleur (tableau D6). En 2004 et en 2006, on a récupéré des saumons égarés du ruisseau Robertson jusque dans la rivière Chilliwack, où cinq et un, respectivement, ont été étendus pour représenter environ 448 et 117 saumons chinooks égarés dans la rivière. Le taux moyen d'égarement hors de l'UC en provenance du ruisseau Robertson était semblable au taux total d'égarement, avec une moyenne de 1,8 %, ce qui était prévisible puisque la plupart des poissons égarés ont été récupérés dans la rivière Gold.

L'ampleur des poissons égarés estimée à partir des marques thermiques provenant de l'éclosérie du ruisseau Robertson était de 152 saumons chinooks par année en moyenne entre 1998 et 2021

(tableau D6). Cependant, depuis 2012, les estimations annuelles régulières de plus de 1 000 saumons chinooks égarés en provenance du ruisseau Robertson sont courantes, une tendance qui pourrait justifier une étude et une intervention pour limiter cette tendance croissante.

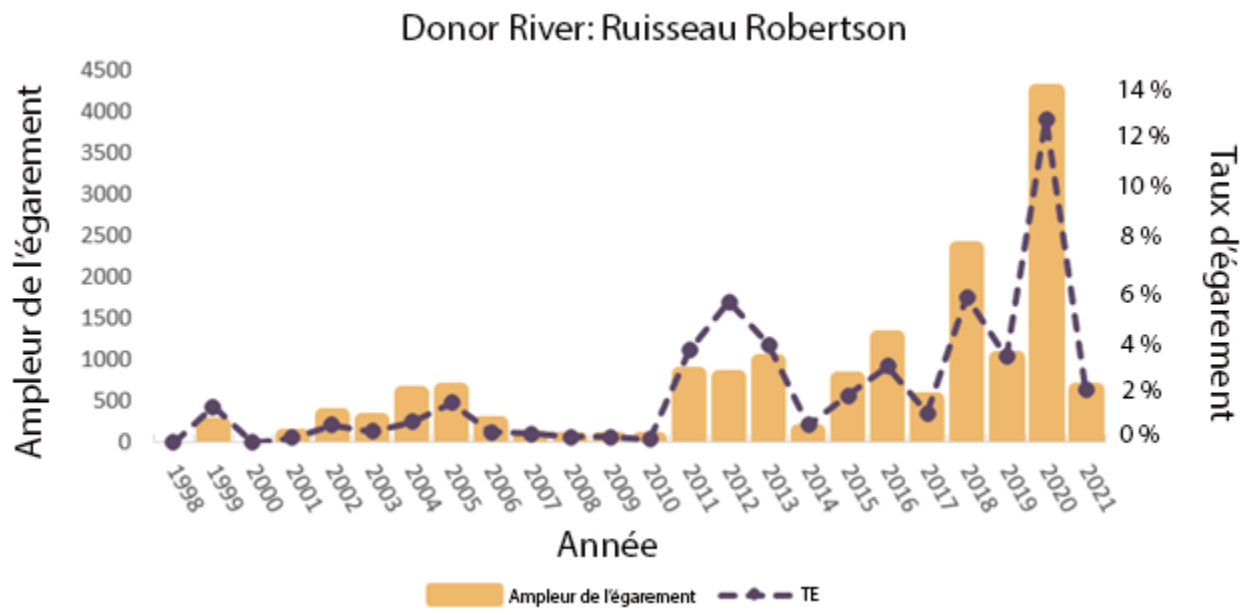


Figure 7.35. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés dans l'ensemble du sud de la Colombie-Britannique.

Pour les récupérations de marques thermiques et de MMC de l'écloserie du ruisseau Robertson, le plus grand nombre de poissons égarés a été observé remontant dans la rivière Gold. La plupart des années où des échantillons ont été prélevés dans la rivière Gold, la remonte était dominée par les poissons égarés de l'écloserie du ruisseau Robertson. D'autres auteurs ont obtenu des résultats semblables, les analyses de groupes génétiques donnant à penser que le chinook de la rivière Gold ressemble davantage à celui du ruisseau Robertson et à d'autres de la baie Barkley depuis le milieu des années 1980 et projetant que la population d'origine de la rivière Gold a pu être entièrement supplantée par le stock du ruisseau Robertson pendant cette période (Candy *et al.* 2009). Cette observation n'est peut-être pas le résultat direct de la production en écloserie, mais elle a certainement été exacerbée par celle-ci. En fait, lorsque nous avons retiré les poissons égarés dans la rivière Gold des calculs de l'égarément des poissons des rivières donneuses, les taux d'égarément du ruisseau Robertson ont chuté à moins de 1 %. L'écloserie du ruisseau Robertson relâche habituellement plus de saumons chinooks que toutes les autres écloseries en Colombie-Britannique, soit plus de sept millions de smolts par année. De plus, cette installation mélange l'eau d'élevage provenant de sources souterraines avec de l'eau de surface pendant les premiers stades de croissance, ce qui peut avoir une incidence sur l'imprégnation chez les juvéniles. Toutefois, l'écloserie du ruisseau Robertson dispose d'une zone tampon de débit suffisante dans le barrage du Grand lac central pour contrôler les débits afin de réduire l'impact des sécheresses sur la montaison. Ainsi, en plus de la propension spécifique du saumon chinook du ruisseau Robertson à s'égarer dans la rivière Gold, l'impact génétique de l'égarément des poissons de l'écloserie du ruisseau sur les populations d'origine naturelle semble faible.

Rivière Somass/ruisseau Robertson – Rivières réceptrices

L'écloserie du ruisseau Robertson et le réseau de la rivière Somass ont été analysés entre 1998 et 2021. La majorité de ces échantillons ont été prélevés soit dans la rivière Stamp, soit dans la rivière Sproat, soit directement à l'écloserie et, à l'occasion, des échantillons ont été collectés dans

d'autres affluents du bassin hydrographique. L'analyse des marques thermiques de ces chinooks a révélé que, chaque année depuis 1998, plus de 99 % des poissons en montaison provenaient du réseau de la rivière Somass ou du ruisseau Robertson (poissons d'origine naturelle et d'écloserie; figure 7.26). La moyenne de $pGÉF_{\text{égéré}}$ et celle de $pGÉF_{\text{égéré, HUC}}$ sont approximativement de 0,00 sur la série chronologique. Cependant, on a régulièrement observé des poissons égarés de la rivière Nahmint voisine qui remontaient dans le réseau de la rivière Somass pendant la période d'échantillonnage. Comme les saumons chinooks de la rivière Nahmint sont habituellement élevés dans le ruisseau Robertson, ce résultat n'est pas surprenant. Des récupérations annuelles sporadiques d'autres bassins de la COIV ont également été observées dans le réseau de la rivière Somass, notamment des saumons chinooks de la rivière Nitinat, de la rivière Gold et de la rivière Burman (tableau E22). Les résultats des récupérations de MMC reflétaient les observations dans les analyses des marques thermiques, avec près de 100 % de saumons chinooks du ruisseau Robertson ou du réseau de la rivière Somass présents toutes les années. Des récupérations sporadiques de poissons de la rivière Nahmint, ainsi que de la rivière Marble et de la rivière Sarita, ont été occasionnellement observées dans des échantillons de MMC, mais les moyennes de $pGÉF_{\text{égéré}}$ et de $pGÉF_{\text{égéré, HUC}}$ étaient de 0,00 (tableau E23). Étant donné que l'écloserie du ruisseau Robertson est une grande installation de production depuis le début des années 1970, les valeurs de $pGÉF$ dérivées des marques thermiques au cours de notre période d'étude se situaient entre 0,8 et 1,0 comme prévu. Les valeurs de l'INP étaient généralement proches de 0, dénotant un réseau de type « Intégrée-Écloserie ».

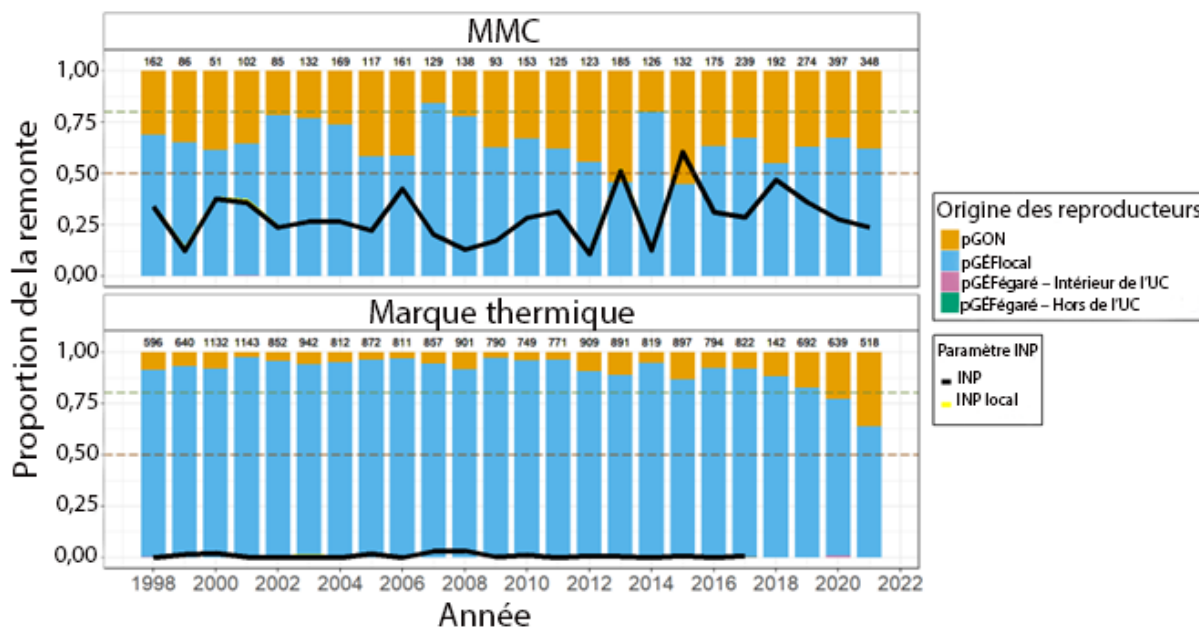


Figure 7.36. Origine des géniteurs remontant dans le ruisseau Robertson/réseau de la rivière Somass entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{\text{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égéré}}$ – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égéré}}$ – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Écloserie du ruisseau Robertson – Stock donneur : rivière Nahmint

Le saumon chinook de la rivière Nahmint est complété par des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson depuis 1982 et porte actuellement des marques thermiques et des MMC. Les

récupérations de MMC dans le sud de la Colombie-Britannique entre 2002 et 2021 ont montré un taux moyen d'égaré de 4,2 % pour la rivière Nahmint, la majorité des récupérations de poissons égarés ayant été observées dans le ruisseau Robertson (tableau D7), l'écloserie où ils sont élevés. Des récupérations de poissons de la rivière Nahmint ont été observées à l'extérieur de l'UC, dans la rivière Burman en 2017 et dans la rivière Big Qualicum en 2015.

Les récupérations d'otolithes marqués thermiquement ont indiqué un taux élevé, mais variable, d'égaré à partir de la rivière Nahmint, en moyenne de 17,7 %, avec des taux annuels pouvant atteindre 50,3 % (figure 7.27). La majorité de ces poissons égarés ont été récupérés dans le ruisseau Robertson, remontant à l'installation où ils ont été élevés. Ce n'est qu'en 2015 et en 2019 que des saumons chinooks de la rivière Nahmint ont été récupérés dans d'autres rivières, avec des observations dans la rivière Sarita et la rivière Leiner, respectivement (tableau D8).

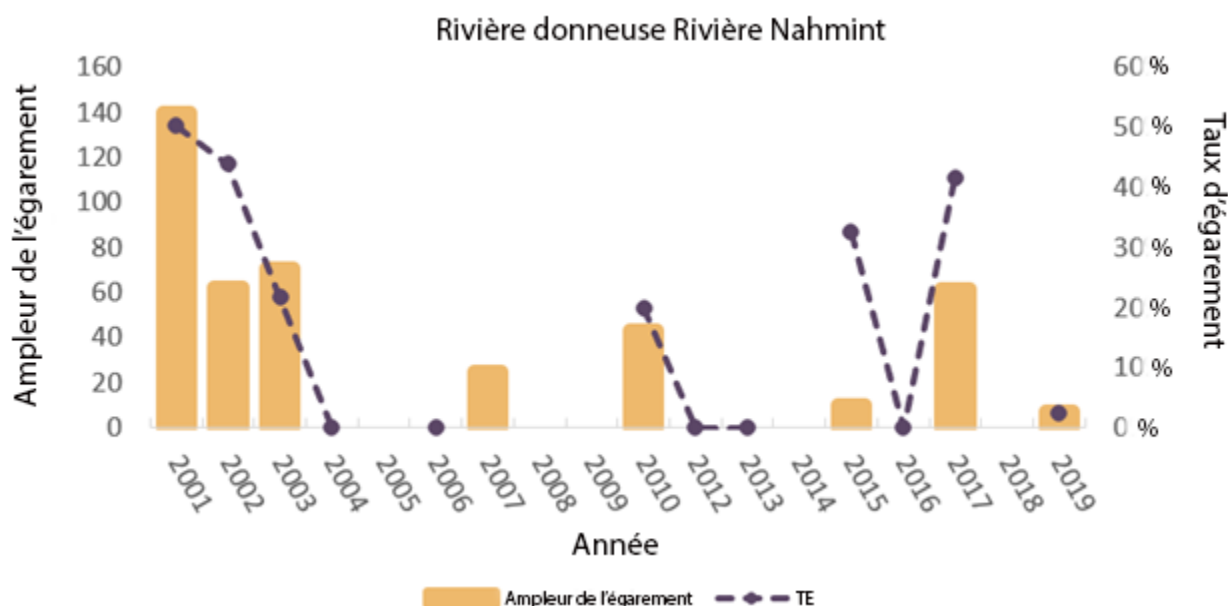


Figure 7.37. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Nahmint (élevé à l'écloserie du ruisseau Robertson), calculées à partir de la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Les taux d'égaré artificiellement élevés observés certaines années ont pu résulter du processus d'extension utilisé pour les marques thermiques. Les années où l'échappée est élevée par rapport à l'effort d'échantillonnage, les poissons égarés ont pu être suréchantillonnés dans les réseaux récepteurs. De plus, si l'échappée est faible ou si l'effort d'échantillonnage est important dans le réseau donneur, la contribution des individus revenus dans leur cours d'eau natal à H_{TOT} peut être faible par rapport à celle des poissons égarés étendus. C'est peut-être le cas dans la rivière Nahmint, où une forte proportion des échappées a été échantillonnée de nombreuses années. Le nombre de poissons égarés dans le ruisseau Robertson a également augmenté régulièrement, passant de quelques individus à un plus grand nombre de récupérations, avec une échappée moyenne de plus de 40 000 saumons chinooks pendant la période de notre analyse, et un taux d'échantillonnage moyen de seulement 2,2 %.

L'ampleur des poissons égarés provenant de la rivière Nahmint était de 18 individus en moyenne sur les années, calculée à partir des MMC (tableau D7), et de 32 individus, calculée à partir des récupérations de marques thermiques (tableau D8). Comme l'orientation de l'égaré dans ce cas va d'un réseau d'origine naturelle à un réseau dominé par les poissons d'écloserie, le risque génétique de l'égaré à partir de la rivière Nahmint semble encore assez faible.

Rivière Nahmint – Rivière réceptrice

Le saumon chinook de la rivière Nahmint est mis en valeur à l'installation du ruisseau Robertson depuis le début des années 1980 les années où il y a suffisamment de géniteurs disponibles dans la rivière. L'échantillonnage visant à déceler les marques thermiques dans ce réseau est effectué depuis 1999 (tableau E24). La tendance la plus constante à l'égarement dans la rivière Nahmint est la présence régulière de poissons du ruisseau Robertson dans l'échappée. Les poissons égarés du ruisseau Robertson vont des creux de 1 % observés de nombreuses années à un pic de 54 % en 2002, où on a déterminé que 111 des 205 échantillons provenaient du ruisseau Robertson. Des poissons égarés de la rivière Sarita ont également été fréquemment observés : en 2002, 2003, 2006, 2010, 2012, 2015, 2016 et 2017. Ces poissons représentaient entre 1 % et 4 % des échantillons la plupart des années, mais 8 % de la remonte en 2012. D'autres récupérations sporadiques de poissons égarés provenant de la rivière Conuma, de la rivière Nitinat et de la rivière Gold ont été observées plusieurs années au cours de la période d'échantillonnage, les saumons chinooks de la rivière Conuma représentant de 2 à 9 % des remontes entre 2015 et 2017.

La rivière Nahmint est mise en valeur dans le but d'assurer la conservation et le rétablissement grâce à la collecte de géniteurs dans la rivière et à l'élevage dans le ruisseau Robertson. On observe ainsi régulièrement des saumons chinooks d'écloserie dans la majorité des échantillons des échappées, ce qui est un signe de réussite pour ces types de programmes avant que l'on puisse gérer le saumon chinook d'origine naturelle à un niveau plus élevé lorsque les remontes se seront améliorées. De 2001 à 2006, la valeur de $pGÉF$ était de plus de 50 %, avec des niveaux modérés d'égarement. Depuis 2006, elle a chuté en dessous de 50 % de nombreuses années, et l' INP a été gérée à un niveau entre 0,50 et 0,80, ce qui indique un réseau d'écloserie de type « Intégrée-Transition » qui assure la prédominance du saumon chinook d'origine naturelle (figure 7.28). Cependant, pendant cette période d'influence réduite de l'écloserie, les poissons égarés de l'extérieur de l'UC ont augmenté, avec $pGÉF_{\text{égaré, HUC}}$ atteignant un pic de 0,13 en 2015. Le résultat de cet égarement peut être visualisé à partir de la différence entre les valeurs de l' INP_{local} et de l' INP dans la seconde moitié de notre série chronologique (figure 7.28). Ainsi, alors que la proportion de saumons chinooks d'origine naturelle a augmenté dans la rivière Nahmint ces dernières années, l'égarement des populations d'écloserie comme celles de la rivière Conuma, de la rivière Gold, et d'autres dans ce réseau pourraient nuire à un retour plus marqué des poissons d'origine naturelle.

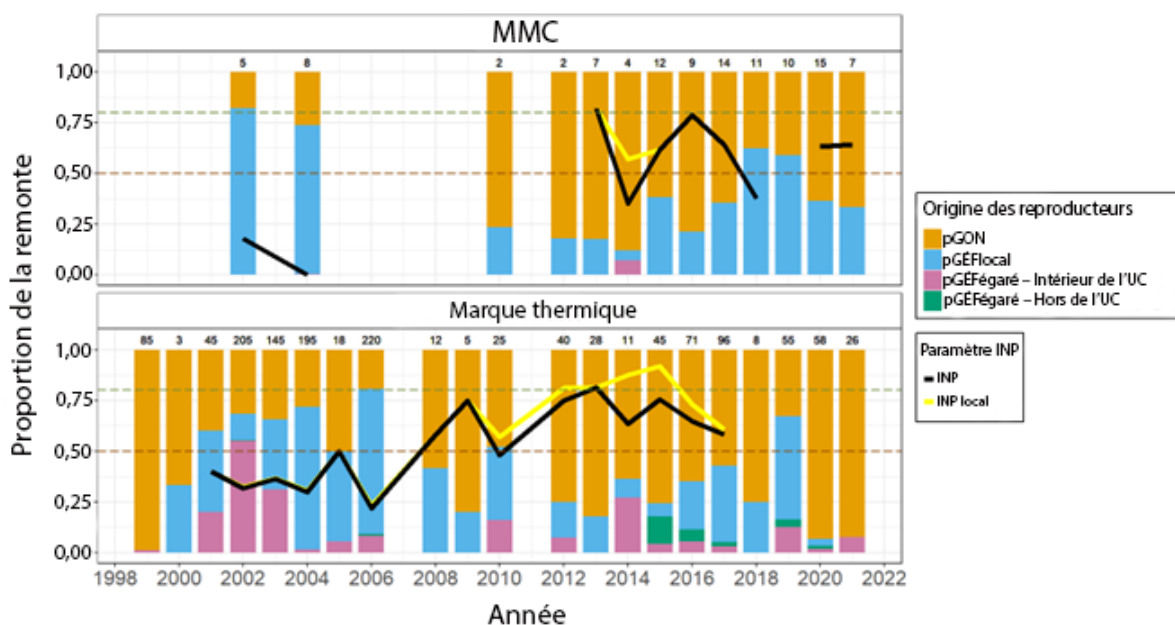


Figure 7.38. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nahmint entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Écloserie de la rivière Nitinat – Stock donneur : rivière Sarita

La rivière Sarita, située du côté est de la baie Barkley, est mise en valeur depuis le début des années 1990 par l'écloserie de la rivière Nitinat afin de fournir un surplus pour la récolte et de maintenir une population naturelle autosuffisante dans la rivière. Les données sur les MMC, disponibles pour 11 années entre 1998 et 2021, révèlent un taux annuel moyen d'égarément de 2,3 %. Toutes les récupérations de MMC provenant de la rivière Sarita ont eu lieu dans de grands réseaux dominés par les poissons d'écloserie dans l'UC; dans le ruisseau Robertson et dans la rivière Nitinat (tableau D9).

Les données sur les marques thermiques entre 1998 et 2021 montrent un taux moyen d'égarément de 3,1 % (tableau D10). Les deux plus grandes valeurs observées, en 2017 et en 2020 (figure 7.29), étaient attribuables au fait qu'un certain nombre de chinooks de la rivière Sarita s'étaient égarés dans le réseau de la rivière Nitinat, où se trouve leur installation d'élevage. Des poissons égarés de la rivière Sarita ont été observés dans la rivière Nitinat 50 % des années d'échantillonnage. On a aussi observé régulièrement des saumons chinooks de la rivière Sarita égarés dans la rivière Nahmint. Cette tendance est particulièrement intéressante, car aucune autre rivière de la baie Barkley n'a reçu de poissons égarés de la rivière Sarita selon les données des marques thermiques.

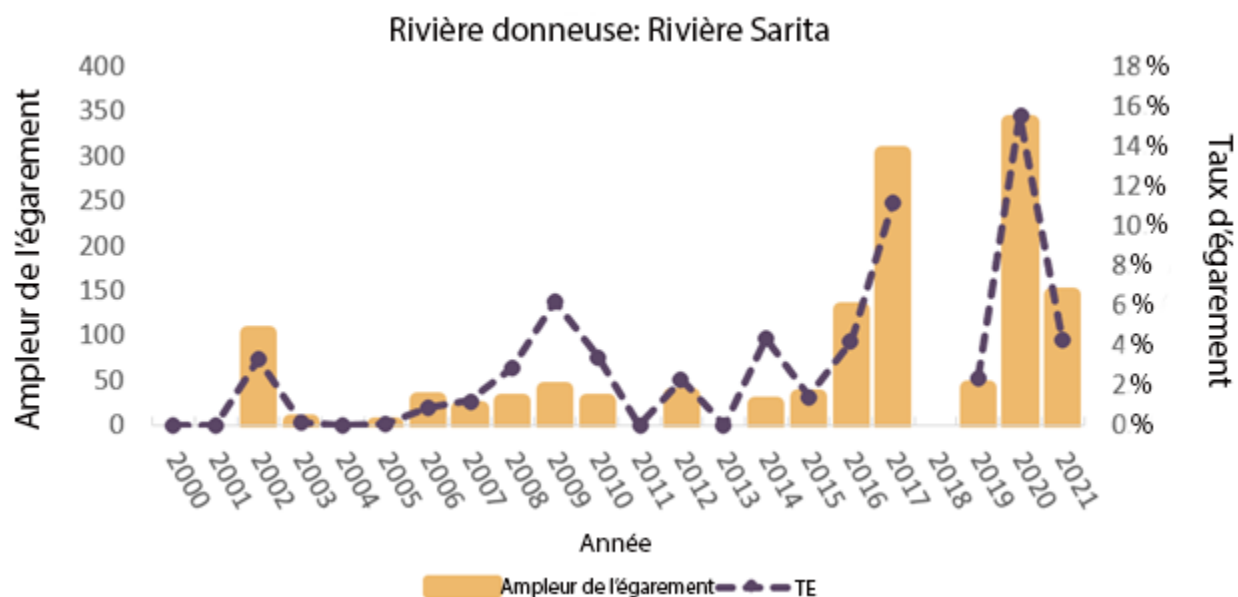


Figure 7.39. Tendances temporelles du taux d'égaré et de l'ampleur du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Sarita (élevé à l'écloserie de la rivière Nitinat) à partir des récupérations de marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

L'ampleur des poissons égarés provenant de la rivière Sarita était faible et régulière, malgré les années aberrantes décrites précédemment. Une ampleur moyenne de 71 poissons égarés a été observée, principalement à l'intérieur de l'UC (92 %). Des récupérations sporadiques de saumons égarés ont été observées dans la baie Nootka et des récupérations régulières ont eu lieu dans la rivière Zeballos, la rivière Tahsis et la rivière Conuma. Plus au nord, une récupération aberrante de chinooks de la rivière Sarita dans la rivière Kauok représentait 24 individus étendus en 2014. Dans l'ensemble, l'égaré du stock de la rivière Sarita dans les réseaux du sud de la Colombie-Britannique semble minime et pose peu de risque pour les populations d'origine naturelle, au-delà d'une propension accrue possible à l'égaré dans la rivière Nahmint voisine.

Rivière Sarita – Rivière réceptrice

On a analysé les récupérations de saumons chinooks de la rivière Sarita pour déterminer la présence de marques thermiques entre 1998 et 2021. $pGÉF_{local}$ représentait la majorité des récupérations toutes les années après 1999 (figure 7.30). Les moyennes de $pGÉF_{égaré}$ et de $pGÉF_{égaré, HUC}$ étaient de 0,11 et 0,00 respectivement. Pour toutes les années, sauf 2007, 2008 et 2016, on a observé des poissons égarés de l'écloserie de la rivière Nitinat dans la rivière Sarita, et ils représentaient en moyenne 3,2 % des remontes pour ces années (tableau E26). Avant 2003, entre 0,3 % et 78 % des remontes étaient des poissons d'écloserie, mais il n'était pas possible d'identifier leurs marques thermiques à une écloserie en particulier. Dans ces cas, on a supposé que ces chinooks provenaient de l'écloserie de la rivière Nitinat, car aucune autre écloserie n'a contribué à l'échappée de la rivière Sarita de façon régulière les années suivantes. Une seule récupération de poissons égarés du ruisseau Robertson a été observée dans des échantillons prélevés en 2003, 2010, 2014, 2015 et 2016. Outre ces occurrences régulières, on a observé des récupérations sporadiques de poissons égarés tout au long de notre période d'analyse, provenant de la rivière Conuma, de la rivière Nahmint et de la rivière Tlupana, mais elles n'ont jamais dépassé 1 % des échantillons des échappées.

Des échantillons de MMC ont été analysés pendant plusieurs périodes entre 1998 et 2021. Dans ces échantillons, des poissons égarés de la rivière Nitinat ont été relevés en 1999, en 2004 et en 2018, des poissons égarés de la rivière Conuma en 2004 et des poissons égarés de la rivière Nahmint en 2018 (tableau E27).

Les valeurs de $pG\acute{E}F$ estimées à partir des marques thermiques étaient constamment élevées et celles de l' INP étaient faibles, ce qui indique la présence d'un réseau de type « Intégrée-Écloserie ». Ces données permettent de penser que la pression génétique exercée sur les géniteurs d'origine naturelle dans la rivière Sarita provient principalement de reproducteurs d'écloserie locaux, plutôt que de reproducteurs égarés de l'extérieur du réseau. À la lumière de nos constatations, nous recommanderions de continuer à gérer le saumon chinook issu de la mise en valeur à l'échelle locale pour atténuer les risques liés aux poissons d'écloserie dans ce réseau.

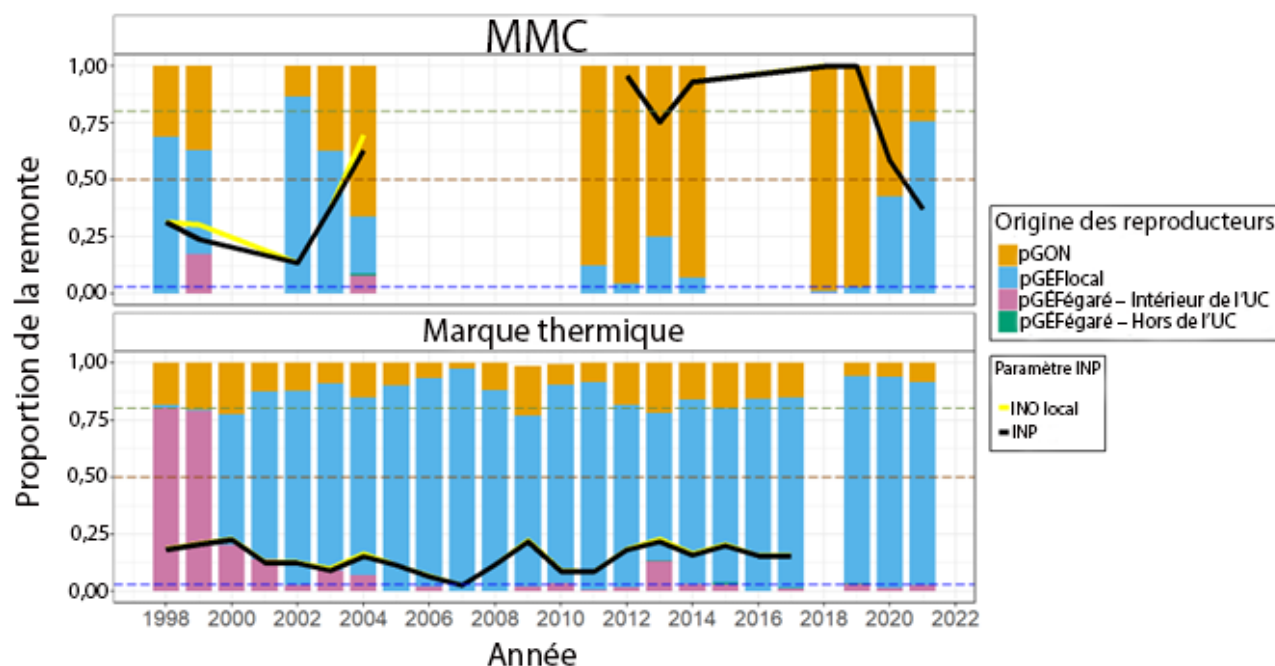


Figure 7.40. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Sarita entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pG\acute{E}F_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pG\acute{E}F_{égaré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pG\acute{E}F_{égaré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INO_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Rivière Toquart – Rivière réceptrice

La population de chinooks de la rivière Toquart a été mise en valeur par le passé, fondée à partir du stock de la rivière Nitinat et élevée dans l'écloserie du ruisseau Thornton, située à proximité. L'échantillonnage de 2015 et de 2016 n'a révélé aucun poisson égaré de la rivière Nitinat, mais on a observé des chinooks de la rivière Conuma, représentant 7 % et 5 % de la remonte annuelle, respectivement (figure 7.31). L'échantillonnage génétique effectué en 2015 par Withler et ses collaborateurs (2017) a révélé que la population de la rivière Toquart était devenue génétiquement distincte des échantillons antérieurs de la rivière, ainsi que des échantillons de la rivière Nitinat qui ont fondé la population. Cela pourrait s'expliquer par l'influence de la population naturelle de la rivière Toquart ou par l'égaré d'autres populations de la baie Clayoquot. Les échantillons d'ADN prélevés en 2015 correspondaient aux données des marques thermiques, mais suggéraient également qu'un saumon chinook non marqué observé était génétiquement issu du stock du ruisseau Robertson. Les résultats génétiques de populations comme celles de la rivière Toquart révèlent la nature complexe de la détermination du patrimoine génétique du saumon chinook adulte après plusieurs années de transplantation et d'égaré (poissons d'origine naturelle et d'écloserie) dans les rivières de la COIV.

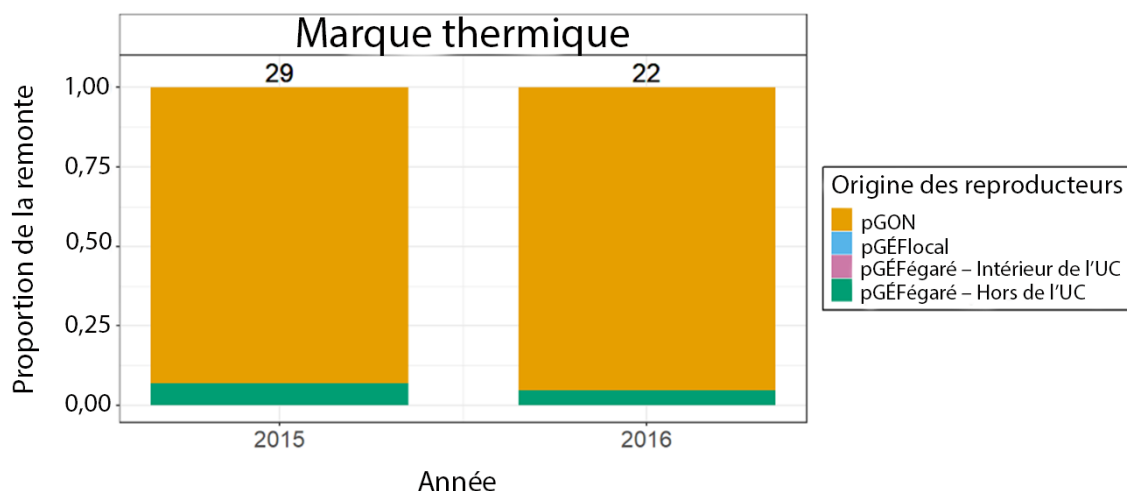


Figure 7.41. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Toquart en 2015 et 2016, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Comme ce stock n'est pas marqué thermiquement, aucune estimation de l'INP n'a été calculée.

Ruisseau Thornton – Rivière réceptrice

L'écloserie du ruisseau Thornton, dans l'inlet Ucluelet, a été fondée à partir du stock de l'écloserie du ruisseau Robertson en 1982 et a été perpétuée par des remontes naturelles dans le ruisseau Thornton. Les cibles de lâcher du début des années 2010 étaient habituellement d'environ 300 000 smolts, dans le but d'offrir des possibilités de récolte aux pêches en mer ainsi qu'à la pêche en zone terminale pratiquée dans le bras de mer. Bien qu'il n'existe pas de données sur les MMC ou les marques thermiques pour cette population au cours de la période qui nous intéresse, l'analyse génétique des rivières avoisinantes a révélé un taux élevé d'égarement par le saumon chinook du ruisseau Thornton.

7.1.3.3. De la rivière Nitinat à la rivière Sooke (NIT-SKE) – COIV

La pointe sud-ouest de l'île de Vancouver, entre les rivières Nitinat et Sooke, abrite un petit nombre de rivières productrices de saumon chinook, auxquelles s'ajoutent des écloseries locales. La plus grande installation, l'écloserie de la rivière Nitinat, a été construite en 1980 sur la rivière, juste en amont du lac Nitinat, afin de mettre en valeur diverses populations de saumons pour les pêches commerciales, récréatives et des Premières Nations. L'écloserie de la rivière Nitinat réalise également l'élevage satellite de saumons chinooks en vue de les relâcher dans les rivières voisines, Sarita et Sooke. Une petite installation du PDEC, sur le ruisseau Four Mile, est exploitée sur la rivière San Juan et y complète les populations de saumons chinooks depuis le début des années 1980.

Écloserie de la rivière Nitinat – Stock donneur : rivière Nitinat

Entre 1998 et 2021, les saumons chinooks élevés à l'écloserie de la rivière Nitinat ont été principalement identifiés par des marques thermiques, mais des MMC ont été utilisées jusqu'à l'année d'éclosion 2002.

Des récupérations de MMC de chinooks de la rivière Nitinat n'ont été observées qu'entre 1998 et 2006, après la fin du marquage par des MMC en 2002. On a rarement relevé des poissons égarés durant cette période, les seules récupérations ayant eu lieu en 1999 dans le ruisseau Robertson et la rivière Sarita, et en 2004, lorsque des chinooks de la rivière Nitinat ont été observés dans le réseau éloigné des rivières Campbell/Quinsam (tableau D11).

Entre 1998 et 2021, le taux de récupération de marques thermiques des poissons de la rivière Nitinat dans le sud de la Colombie-Britannique était nettement inférieur à celui des autres installations de la COIV. Le taux moyen d'égarement pour ce réseau était de 0,9 %. Les tendances du taux global d'égarement n'ont pas beaucoup fluctué au cours de la période (figure 7.32), et les récupérations étaient surtout limitées à la même UC, avec un taux moyen d'égarement de l'extérieur de l'UC de 0,1 % (tableau D12). Ce taux d'égarement était bien inférieur à celui observé pour d'autres grandes installations de production de la COIV. Il est possible que de forts indices environnementaux de retour au cours d'eau natal aident les chinooks à revenir plus précisément dans ce réseau, qui traverse un grand lac saumâtre influencé par les marées avant de rejoindre l'océan, mais d'autres travaux sur le rôle de la chimie de l'eau dans le retour au cours d'eau natal dans le sud de la Colombie-Britannique sont nécessaires pour confirmer cette hypothèse.

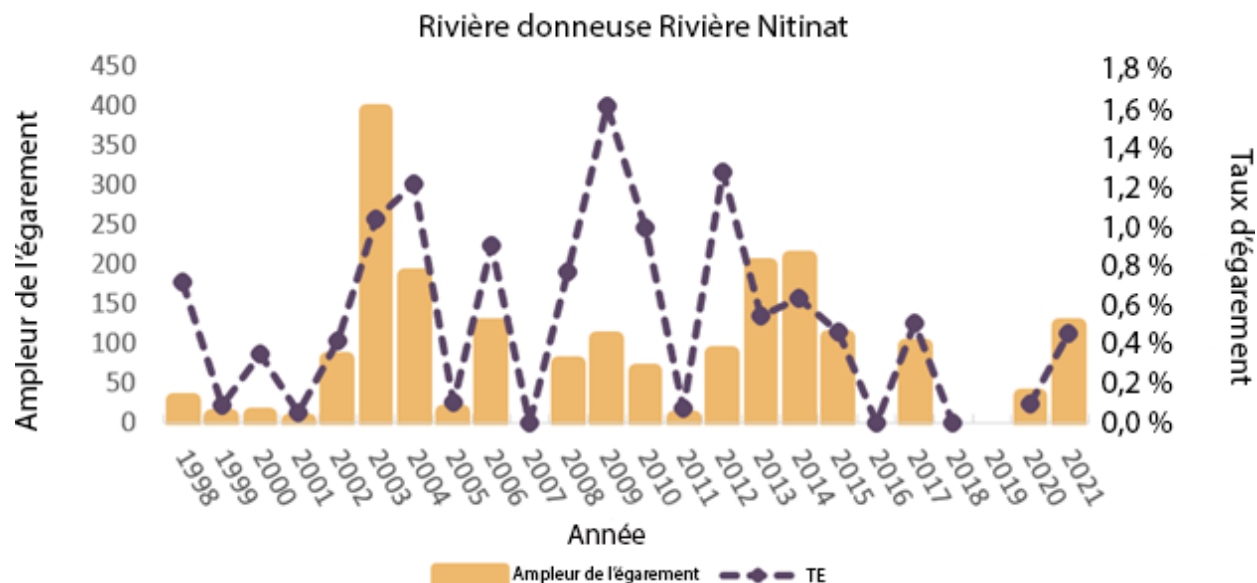


Figure 7.42. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarement du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Nitinat, d'après la récupération des marques thermiques dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Malgré le lâcher de deux à trois millions de saumons chinooks chaque année, les récupérations porteuses de marques thermiques donnent à penser que l'écloserie de la rivière Nitinat n'a produit en moyenne que 85 saumons égarés par année entre 1998 et 2021. La majorité de ces poissons égarés au fil des ans (64 %) a été récupérée dans la rivière Sarita voisine, et 15 % de plus dans la rivière San Juan. Outre ces relations régulières rivière donneuse-réceptrice, les poissons égarés de la rivière Nitinat étaient rares et ont été observés sporadiquement en petit nombre dans les rivières de la baie Nootka et de la baie Barkley (tableau D12). Bien que l'égarement ait été très faible à l'écloserie de la rivière Nitinat, on a observé quelques récupérations aberrantes de saumons égarés sur la CEIV et dans les bras de mer côtiers adjacents, dans les rivières Campbell/Quinsam, la rivière Nanaimo et la rivière Salmon/DJN.

Rivière Nitinat – Rivière réceptrice

Des échantillons d'otolithes pour les marques thermiques sont prélevés dans le cadre du programme de capture de stock de géniteurs dans le lac Nitinat, ainsi que de l'échantillonnage dans la rivière et des « saumons de retour » d'écloserie. D'autres échantillons proviennent des pêches terminales pratiquées en vertu des permis de pêche du saumon en surplus des besoins en géniteurs dans le lac Nitinat.

La taille annuelle des échantillons variait de 48 à 1 012 au cours de la période de notre analyse, avec une moyenne de 561 saumons chinooks examinés chaque année pour déceler des marques thermiques. On a observé des poissons égarés remontant dans la rivière Nitinat la plupart des années d'échantillonnage, mais la valeur de $pG\acute{E}F_{\text{égaré}}$ dépasse rarement 0,01, avec une moyenne de 0,00 sur la série chronologique (figure 7.33). Les saumons chinooks de la rivière Sarita étaient le stock le plus régulièrement observé récupéré dans la rivière Nitinat, présents 9 des 20 dernières années (tableau E29). L'égaré du stock de la rivière Sarita était prévu puisque ce stock est élevé dans l'écloserie de la rivière Nitinat voisine; en fait, ce niveau d'égaré est assez faible comparativement aux autres populations de la COIV pour lesquelles on a recours à l'élevage satellite. On a également observé des poissons égarés du ruisseau Robertson 7 des 20 dernières années. Le seul autre cas d'égaré détecté par les marques thermiques dans la rivière Nitinat a été la récupération à deux reprises d'un seul saumon chinook de l'écloserie de la rivière Chilliwack en 2011 et 2013. Ces récupérations étaient anormales, mais représentent certaines des distances les plus longues entre les populations donneuses et réceptrices dans notre zone d'étude. Comme les écloseries de la rivière Conuma et du ruisseau Robertson sur la COIV, l'écloserie de la rivière Nitinat est également une installation de production à grande échelle où, par conséquent, les valeurs de $pG\acute{E}F$ sont élevées, de façon prévisible, d'une année à l'autre. Les données sur les marques thermiques entre 1998 et 2018 ont révélé des valeurs de $pG\acute{E}F$ allant de 0,76 à 1,00 et des valeurs de $l'INP$ comprises entre 0,00 et 0,24, plaçant fermement le chinook de la rivière Nitinat dans la désignation « Intégrée-Écloserie » (figure 7.33).

Entre 1998 et 2006, il n'a pas été possible d'associer plusieurs chinooks porteurs de marques thermiques à une écloserie, mais ces marques étaient semblables à celle qui est appliquée par l'écloserie de la rivière Nitinat. On a supposé que ces chinooks étaient correctement revenus dans leur cours d'eau natal en raison de leur grande abondance dans la remonte au cours de ces premières années et de leur absence les années suivantes. Ces récupérations mettent en évidence un inconvénient de l'utilisation des marques thermiques comme outil d'identification des écloseries : l'application involontaire d'une autre marque sur les otolithes.

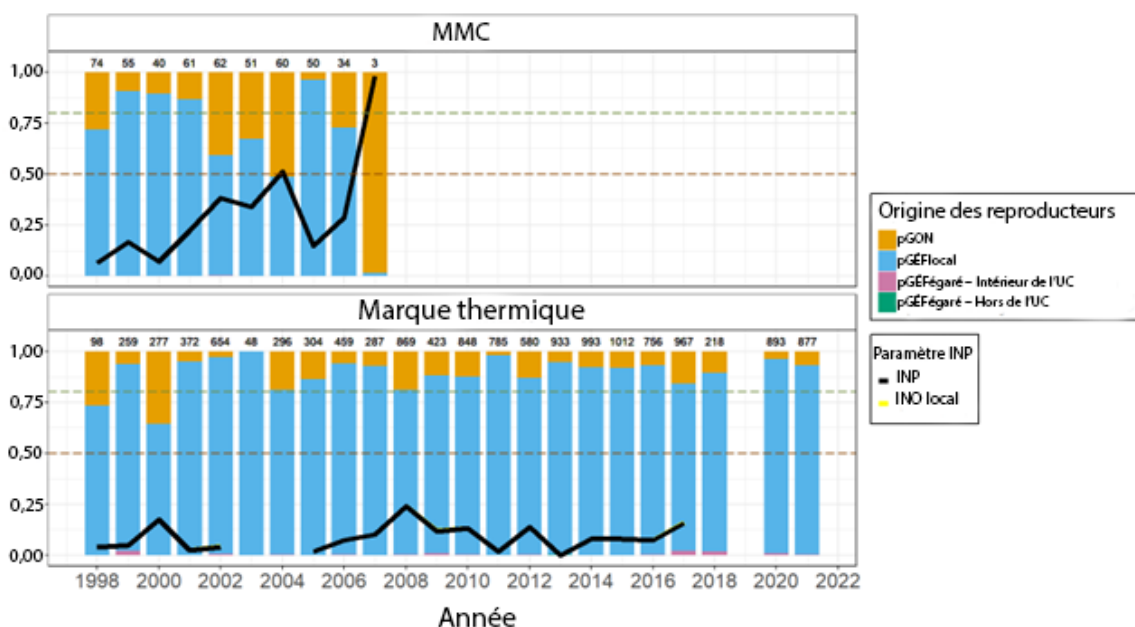


Figure 7.43. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nitinat entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Rivière San Juan – Rivière réceptrice

L'écloserie du ruisseau Four Mile est une petite installation du PDEC qui vise à rétablir les populations historiques de saumons chinooks dans la rivière San Juan. L'échantillonnage visant à déceler les marques thermiques est effectué de façon sporadique depuis 2004 et a surtout eu lieu durant l'échantillonnage du stock de géniteurs. L'échantillonnage en rivière du saumon chinook de la rivière San Juan n'a été effectué qu'en 2015 pendant la période de notre analyse. Toutes les années, sauf en 2017, on a observé des poissons égarés revenant dans la rivière San Juan (figure 7.34). La moyenne de $p_{GÉF_{égaré}}$ était de 0,05 pendant cette période, mais elle a été haussée par une année aberrante en 2019, où 344 poissons égarés du ruisseau Spius ont été déclarés comme ayant été récupérés dans la rivière San Juan, ce qui est possible, mais le scénario le plus plausible est un résultat fallacieux dû à une erreur dans l'application ou la lecture de la marque thermique. Si l'on fait abstraction de cette année aberrante, la valeur moyenne de $p_{GÉF_{égaré}}$ dans la rivière San Juan tombe à 0,02.

Les poissons égarés observés dans la rivière San Juan provenaient le plus souvent, cinq années sur huit, de l'écloserie de la rivière Nitinat (tableau E31). Un seul poisson du ruisseau Robertson a été récupéré en 2005 et en 2014, et des chinooks de la rivière Conuma ont été observés en 2006 et en 2015. Dans l'ensemble, les poissons égarés d'écloserie contribuaient peu à l'échappée. Les valeurs de $p_{GÉF}$ pour la rivière San Juan variaient largement, de 0,01 à 0,91, entre les années, pour une moyenne de 0,51. Les valeurs de l' INP ont pu être calculées entre 2004 et 2014, s'établissant en moyenne à 0,58, dénotant un réseau de type « Intégrée-Transition ».

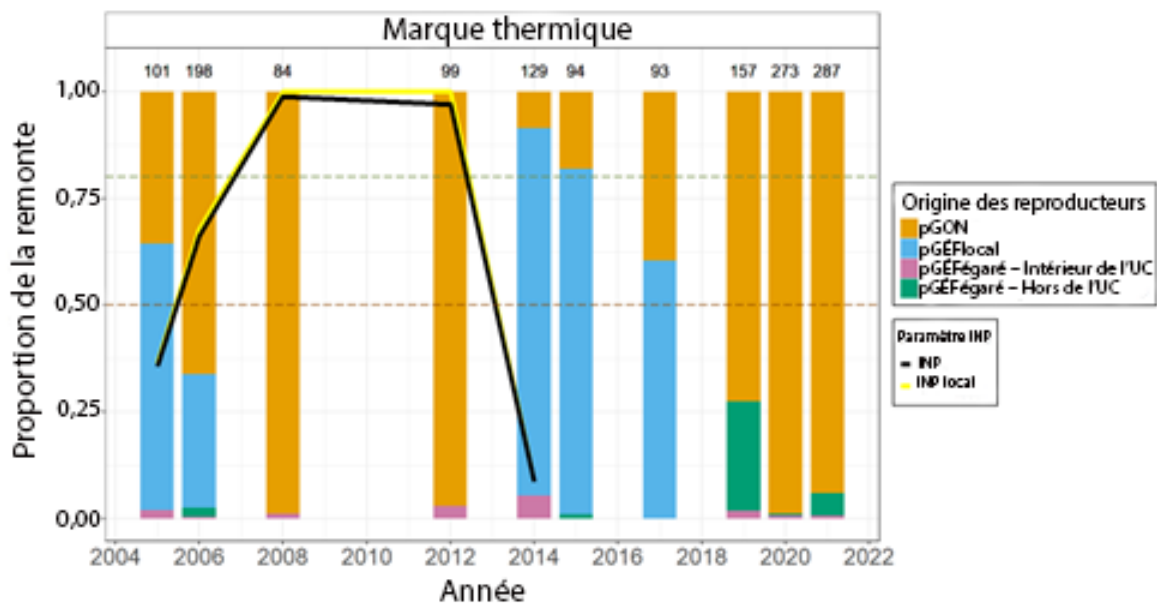


Figure 7.44. Origine des géniteurs remontant dans la rivière San Juan en 2015 et 2016, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égagé} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égagé} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Rivière Sooke – Rivière réceptrice

Le saumon chinook de la rivière Sooke est une population disparue du pays qui est actuellement mise en valeur avec des poissons de la rivière Nitinat à des fins de récolte et de rétablissement. Les pontes sont transférées au stade de l'œuf dans la rivière, ou élevées en tant que poissons de moins d'un an dans un parc marin à Sooke Harbour jusqu'à leur lâcher. Des échantillons pour détecter les marques thermiques ont été prélevés sporadiquement entre 2005 et 2016, et un échantillonnage annuel régulier est effectué depuis 2017. Pour toutes les années, les estimations de la contribution des poissons d'écloserie ont été tirées d'échantillons de stock de géniteurs, car l'échappée naturelle dans la rivière demeure faible. Les valeurs moyennes de (pGÉF_{égagé}) pour ce réseau étaient de 0,05 et tous les poissons égarés provenaient de l'intérieur de l'UC (figure 7.35). Des poissons égarés de la rivière Nitinat ont été observés six des huit années d'échantillonnage, et d'autres provenant du ruisseau Robertson durant quatre années d'échantillonnage (tableau E32).

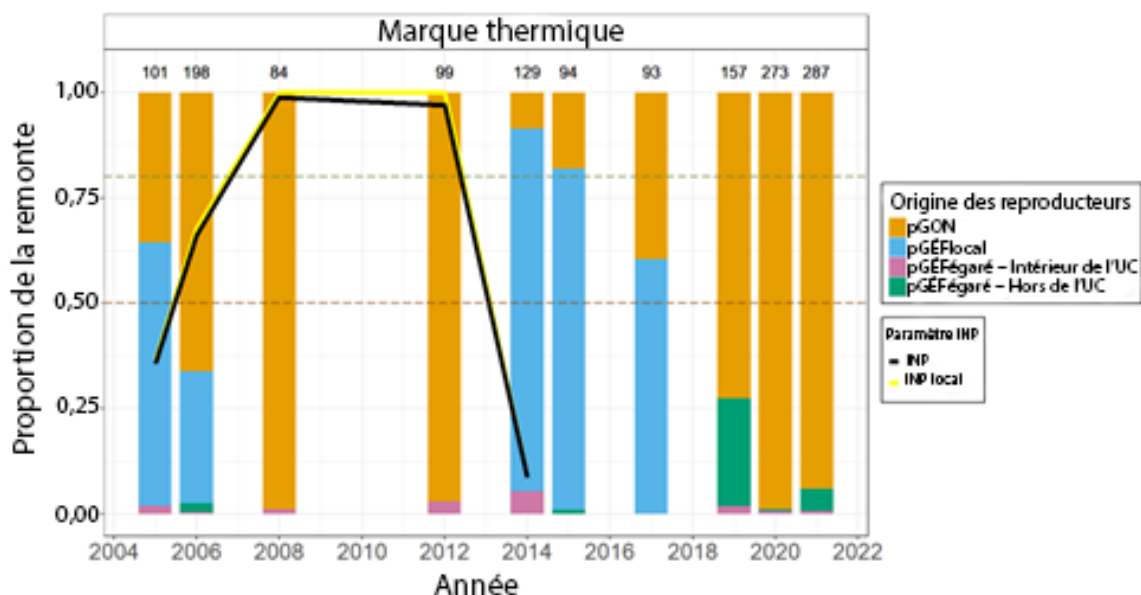


Figure 7.45. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Sooke entre 2004 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égéré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égéré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

7.2. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU BAS DU DÉTROIT DE GÉORGIE

7.2.1. Unité de conservation : CK-22 – Est de l'île de Vancouver-Cowichan et Koksilah

Dans l'UC CK-22 (Est de l'île de Vancouver-Cowichan et Koksilah), le saumon chinook est surtout présent dans les rivières Cowichan et Koksilah et leurs affluents (figure 7.36). Dans cette analyse, nous présentons les récupérations uniquement pour le stock de la rivière Cowichan, qui représente environ 98 % de la remonte totale dans l'UC. La rivière Cowichan est le réseau mis en valeur le plus au sud de la CEIV. L'écloserie a été mise en place en 1978 en partenariat avec les tribus Cowichan pour la mise en valeur, l'évaluation des stocks et à des fins économiques dans la région, avec un objectif annuel de 3 millions d'œufs. Les poissons sont marqués à l'aide de marques thermiques et de MMC. Les valeurs moyennes de $pGÉF_{égéré}$ et de $pGÉF_{égéré, HUC}$ pour cette UC étaient toutes deux de 0,02 (d'après les résultats des marques thermiques) et les valeurs de l' INP indiquent une population « Intégrée-Transition » (INP comprise entre 0,5 et 0,8).

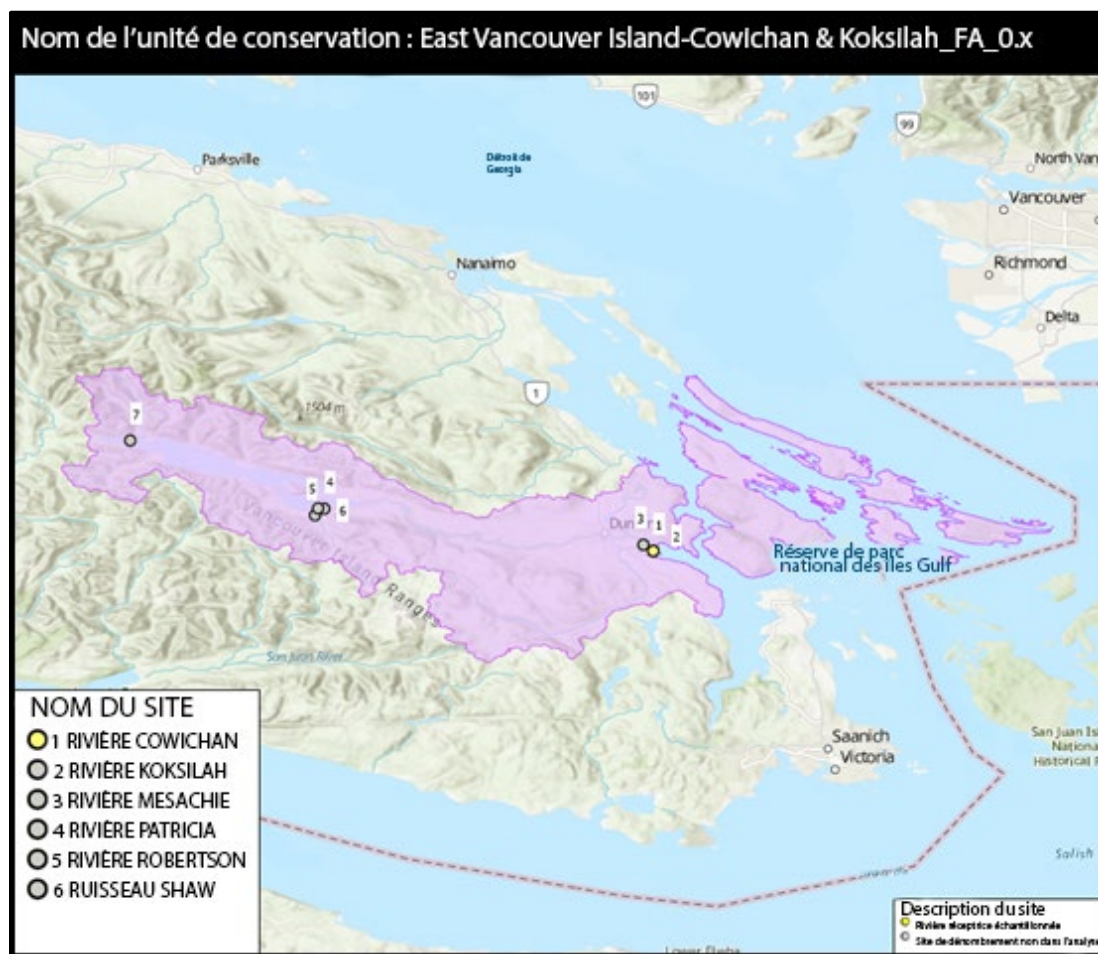


Figure 7.46. Carte des limites de l'unité de conservation CK-22 (Est de l'île de Vancouver-Cowichan et Koksilah), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie de la rivière Cowichan – Stock donneur : rivière Cowichan

Le saumon chinook de la rivière Cowichan est mis en valeur depuis plus de quatre décennies et est actuellement inscrit comme stock indicateur dans le bas du détroit de Géorgie. D'après les résultats des MMC pour le saumon chinook de l'écloserie de la rivière Cowichan, l'égaré se produit à un taux moyen de 7,2 % sur les années, atteignant 29,2 % certaines années (tableau D13). Cependant, depuis 2016, les taux d'égaré ont diminué, passant à une moyenne de 1 % entre 2016 et 2021 (figure 7.37).

Les taux de récupération des marques thermiques de 2001 à 2021 montrent un faible taux d'égaré de 1,5 %, attribuable uniquement aux récupérations de poissons égarés de la rivière Nanaimo en 2009, 2010, 2016 et 2017 (tableau D14). Toutefois, il n'est peut-être pas approprié d'utiliser les résultats des marques thermiques pour évaluer l'égaré des poissons des écloseries de la CEIV, comme celle de la rivière Cowichan, car la plupart des installations ne marquent pas leurs lâchers thermiquement et, par conséquent, ne les échantillonnent pas. Ce sont donc les résultats des MMC qui fournissent l'indication la plus exacte du taux d'égaré et de la contribution de l'égaré sur la CEIV.

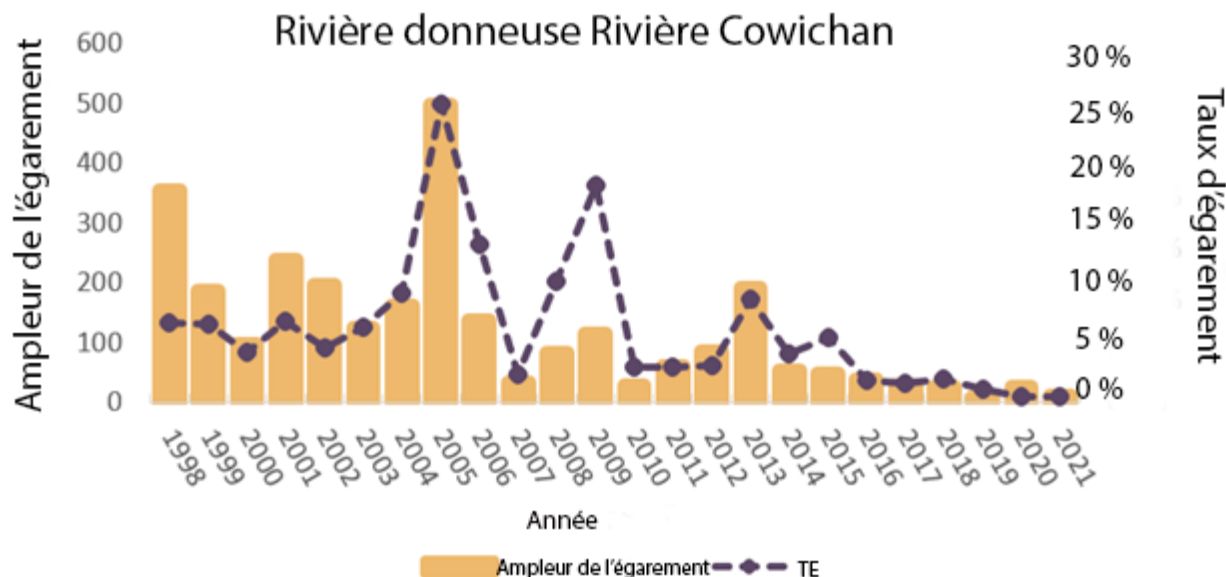


Figure 7.47. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Cowichan, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

L'ampleur de l'égaré des saumons chinooks d'écloserie de la rivière Cowichan, estimée à partir des MMC, était de 118 individus en moyenne entre 1998 et 2021 (tableau D13). Le plus grand nombre de cas a été enregistré en 2005, avec un échantillonnage étendu de 497 poissons dans l'ensemble de la CEIV. Des poissons égarés de la rivière Cowichan, de 6 à 232 individus étendus, ont été observés alors qu'ils revenaient dans la rivière Big Qualicum chaque année échantillonnée. On a également remarqué des poissons égarés remontant dans la rivière Little Qualicum presque chaque année jusqu'à la fin de l'échantillonnage après l'arrêt du marquage des chinooks de la rivière Little Qualicum en 2002. Des saumons chinooks de l'écloserie de la rivière Cowichan ont également été récupérés dans la rivière Puntledge régulièrement tout au long de la série chronologique, même s'ils étaient beaucoup moins nombreux ces dernières années dans l'échappée comparativement aux années 1998 à 2006. L'échantillonnage sporadique dans les réseaux du bas et du moyen Fraser a également révélé la présence de poissons égarés de la rivière Cowichan, bien que les détections ne soient pas fréquentes (tableau D13).

Les taux d'égaré de l'écloserie de la rivière Cowichan ont récemment baissé, mais il se peut que les pratiques d'élevage et de l'écloserie soient à l'origine du niveau historiquement élevé de l'égaré de cette installation. La pratique la plus notable qui a pu entraîner une augmentation de l'égaré de cette installation est l'utilisation des eaux souterraines pendant les premiers stades de croissance. On pense que cette pratique, appliquée dans cette installation, pourrait altérer l'imprégnation séquentielle des juvéniles (Labelle 1992). De plus, des recherches ont montré que la présence de cuivre et de métaux lourds dans l'eau d'élevage peut inhiber les capacités olfactives et toucher la capacité d'imprégner correctement (Baldwin *et al.* 2011). Il est possible que la proximité de la rivière Cowichan avec une usine de pâtes et papiers ait provoqué un certain degré de défaillance olfactive en raison de l'exposition accrue aux métaux lourds pendant les premiers stades de croissance, bien qu'une analyse plus approfondie de la qualité de l'eau d'élevage soit nécessaire pour le confirmer.

Rivière Cowichan – Rivière réceptrice

Les données sur la récupération des MMC de 1998 à 2021 indiquent qu'en moyenne, 99 % des saumons chinooks en montaison échantillonnés provenaient de la rivière Cowichan (figure 7.38). On a cependant récupéré régulièrement une petite proportion de poissons égarés, de faible ampleur

(tableau E34). Les saumons chinooks du stock de la rivière Chemainus (à seulement 30 km environ de la rivière Cowichan) étaient la population la plus régulièrement observée, 8 des 24 années. Les récupérations de poissons des écloseries de la rivière Big Qualicum et des États-Unis constituaient la deuxième observation la plus régulière, sept et six des années, respectivement.

Les résultats des marques thermiques ont fourni des valeurs moyennes de $pGÉF_{\text{égéré}}$ tout aussi faibles, quoique légèrement plus élevées, de 0,02 contre 0,01 pour les récupérations de MMC. Les poissons égarés provenant de la COIV étaient plus fréquemment observés dans les récupérations de marques thermiques, ce qui n'est pas surprenant, car il s'agit de la marque principale appliquée dans cette région. Des poissons égarés du ruisseau Robertson ont été observés en 2005, en 2008, en 2012 et de 2014 à 2016 dans les données sur les marques thermiques, et un seul poisson de la rivière Burman a été récupéré en 2010 (tableau E33). En dehors de ces cas, toutes les récupérations constatées dans les données sur les marques thermiques venaient de la CEIV.

Les moyennes à long terme de l' INP tirées des données des MMC ou des marques thermiques dénotent un réseau de type « Intégrée-Écloserie » (l' INP se situe entre 0,50 et 0,80), mais les données récentes des MMC suggèrent une INP supérieure à 0,80, soit une population « Intégrée-Sauvage », chaque année depuis 2015. Ces résultats, ainsi que les valeurs presque nulles de $pGÉF_{\text{égéré}}$ depuis 2016, permettent de penser que la rivière Cowichan est très peu influencée par le saumon chinook d'écloserie.

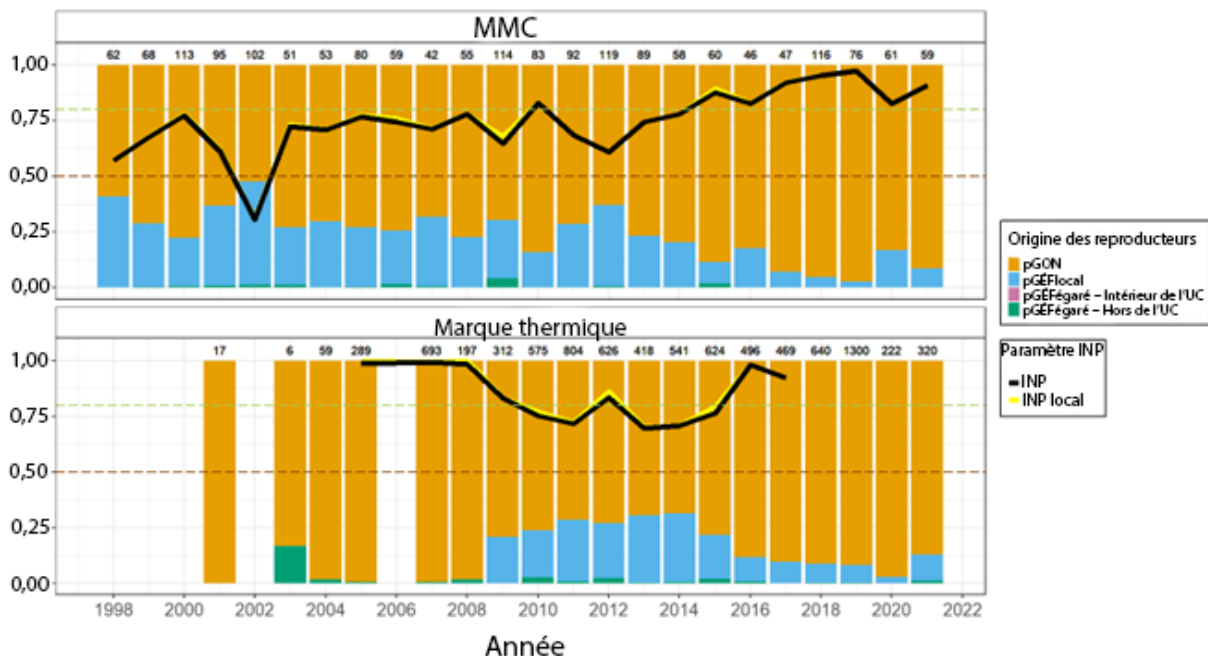


Figure 7.48. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Cowichan entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} - Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} - Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

7.2.2. Unité de conservation : CK-25 – Est de l'île de Vancouver-Nanaimo et Chemainus

Dans l'UC CK-25 (Est de l'île de Vancouver-Nanaimo et Chemainus), le saumon chinook est surtout présent dans la rivière Nanaimo (montaison automnale seulement) et la rivière Chemainus, entre autres affluents plus petits (figure 7.39). Dans cette analyse, nous présentons ces deux stocks, qui représentent environ 98 % de l'échappée moyenne dans l'UC. La rivière Nanaimo abrite une éclosérie du PDEC mise en place à la fin des années 1970 pour offrir des possibilités de récolte aux pêcheurs locaux, qui vise actuellement à relâcher plus de 400 000 smolts par année. Les populations de cette UC sont marquées par des marques thermiques, mais l'étaient autrefois par des MMC. Les valeurs de $pGEF_{\text{égéré}}$ et de $pGEF_{\text{égéré, HUC}}$ pour cette UC étaient en moyenne de 0,08 et 0,00 respectivement (selon les résultats des marques thermiques), et les valeurs de l' INP , qui n'ont pu être calculées que pour la rivière Nanaimo, indiquaient une population de type « Intégrée-Éclosérie » ($INP < 0,5$).

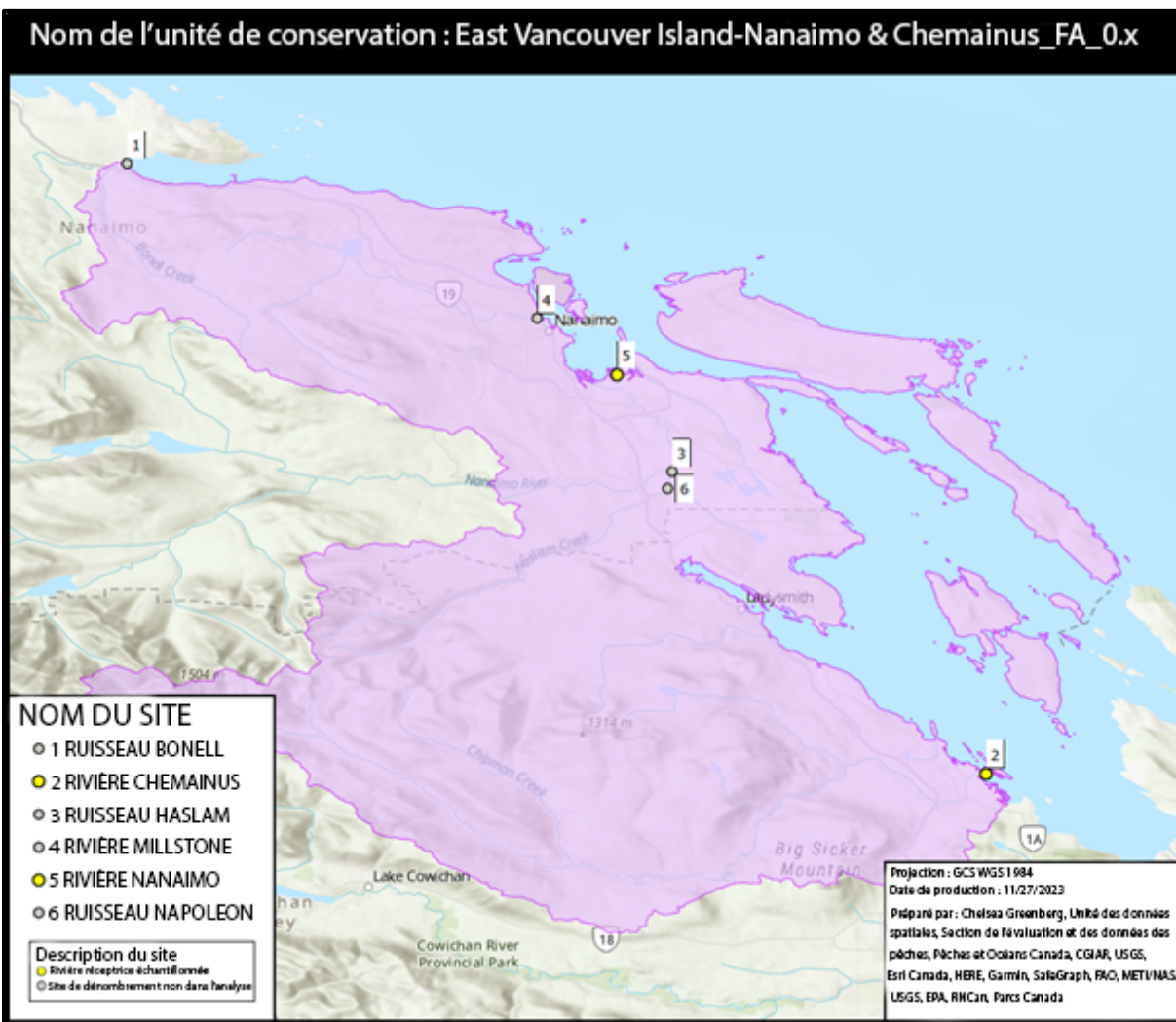


Figure 7.49. Carte des limites de l'unité de conservation CK-25 (Est de l'île de Vancouver-Nanaimo et Chemainus), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Éclosérie de la rivière Nanaimo – Stock donneur : rivière Nanaimo

La rivière Nanaimo est l'un des deux réseaux de la CEIV avec deux populations mises en valeur, distinctes sur le plan temporel, à montaison automnale et estivale. Malgré un certain « égarement temporel » (poissons à montaison estivale remontant à l'automne ou vice versa), ce n'est pas le sujet principal de ce travail. Les saumons chinooks qui sont retournés dans leur rivière d'origine selon une

période de montaison différente ont été inclus en tant que saumons revenus dans leur cours d'eau natal dans cette analyse, même si nous décrivons encore l'ampleur des récupérations pour les deux périodes de montaison. Les poissons de la rivière Nanaimo ont été marqués à l'aide de MMC jusqu'au milieu des années 2000, avant que l'écloserie passe aux marques thermiques; les résultats sont donc présentés pour les deux types de données.

Population à montaison automnale

Pour la population à montaison automnale, les données sur la récupération des MMC de 1998 à 2008 indiquaient un taux moyen d'égaré de 4,0 % sur les années, toutes à l'extérieur de l'UC d'origine. L'ampleur de l'égaré était en moyenne de 32 individus, les taux de récupération les plus constants ayant été observés dans la rivière Puntledge, un autre réseau mis en valeur par une écloserie et situé à environ 100 km de la rivière natale (tableau D15). Comme on l'a souvent observé dans d'autres réseaux de la CEIV, des récupérations sporadiques de poissons égarés dans la région ont été détectées, mais aucune autre tendance constante d'une année à l'autre n'a été relevée.

Les données sur les marques thermiques disponibles entre 2009 et 2018 ont révélé un faible taux moyen d'égaré de 0,7 % (figure 7.40), tous les poissons égarés étant récupérés à l'extérieur de l'UC d'origine. On a observé des poissons égarés dans la rivière Cowichan sept années de la série chronologique (tableau D16), mais ils représentaient plus de 1 % de H_{TOT} uniquement en 2010 et en 2012. Des récupérations n'ont été détectées que dans des réseaux qui prélèvent régulièrement des échantillons pour déceler les marques thermiques. Il est donc possible que les poissons égarés dans des réseaux où l'on n'échantillonne pas les otolithes (p. ex. la rivière Big Qualicum et la rivière Puntledge) soient sous-représentés pendant cette période.

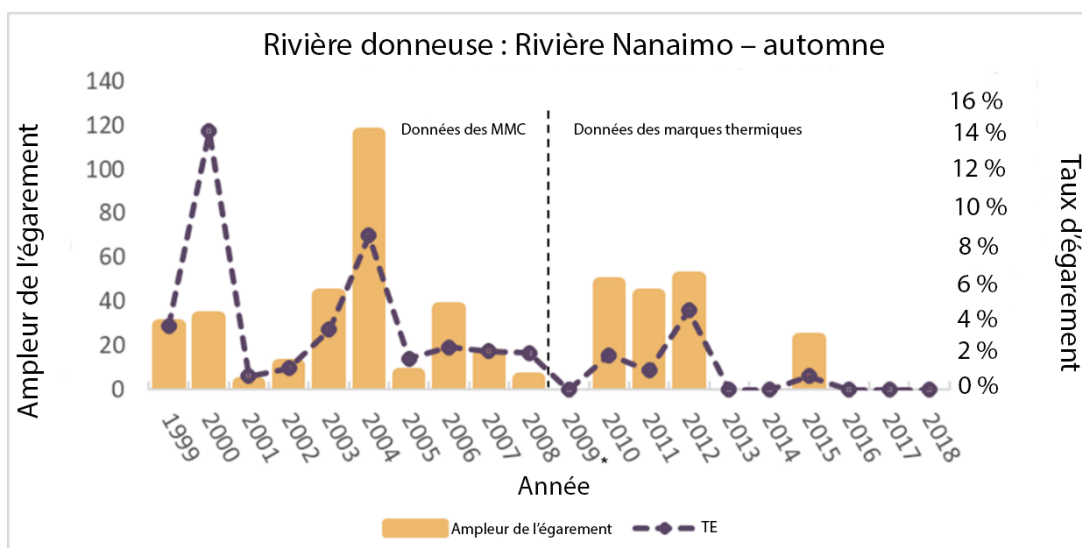


Figure 7.50. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook d'écloserie à montaison d'automne de la rivière Nanaimo dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique, calculées à partir des taux de récupération des MMC entre 1998 et 2008 et des taux de récupération des otolithes marqués thermiquement entre 2009 et 2018. * indique le passage des données sur les MMC aux données sur les marques thermiques.

Rivière Nanaimo – Rivière réceptrice

Population à montaison automnale

Les données sur les MMC disponibles indiquaient une moyenne de $pGEF_{\text{égaré}}$ de 0,05 entre 1998 et 2008, avec les valeurs maximales en 2005 et 2008 à 0,12 et 0,08, respectivement (figure 7.41, tableau E36). Comme pour la rivière Cowichan, le saumon chinook de la rivière Chemainus a été le plus souvent observé en tant que saumon égaré, 7 des 11 années d'échantillonnage. Les poissons égarés d'écloserie de la rivière Cowichan et de la rivière Big Qualicum étaient également fréquents.

Dans l'ensemble, les données sur les MMC laissent entendre que l'égaré dans la rivière Nanaimo s'est peut-être produit à un taux légèrement plus élevé que dans d'autres réseaux proches entre 1998 et 2008.

La récupération des marques thermiques de 2004 à 2018 donne à penser que le saumon chinook égaré représentait rarement plus de 1 % du total des échantillons revenant dans la rivière Nanaimo (tableau E35). Les 74 poissons étendus du ruisseau Robertson observés en 2004 et les 55 chinooks de la rivière Nitinat relevés en 2008 sont les seules occasions où l'on a enregistré des poissons égarés de la COIV remontant dans la rivière Nanaimo. À l'exception de quelques cas sporadiques des réseaux de la CEIV détectés 4 des 15 années, le reste des échappées provenait de la rivière Nanaimo à montaison automnale.

Les estimations de l'INP dérivées des données des MMC étaient en moyenne de 0,58 entre 1998 et 2008, soit un réseau de type « Intégrée-Transition ». Cependant, les estimations récentes des marques thermiques laissent entendre que la population de la rivière Nanaimo à montaison d'automne pourrait maintenant être désignée de type « Intégrée-Écloserie », les valeurs moyennes étant de 0,25 entre 2009 et 2018 (figure 7.41).

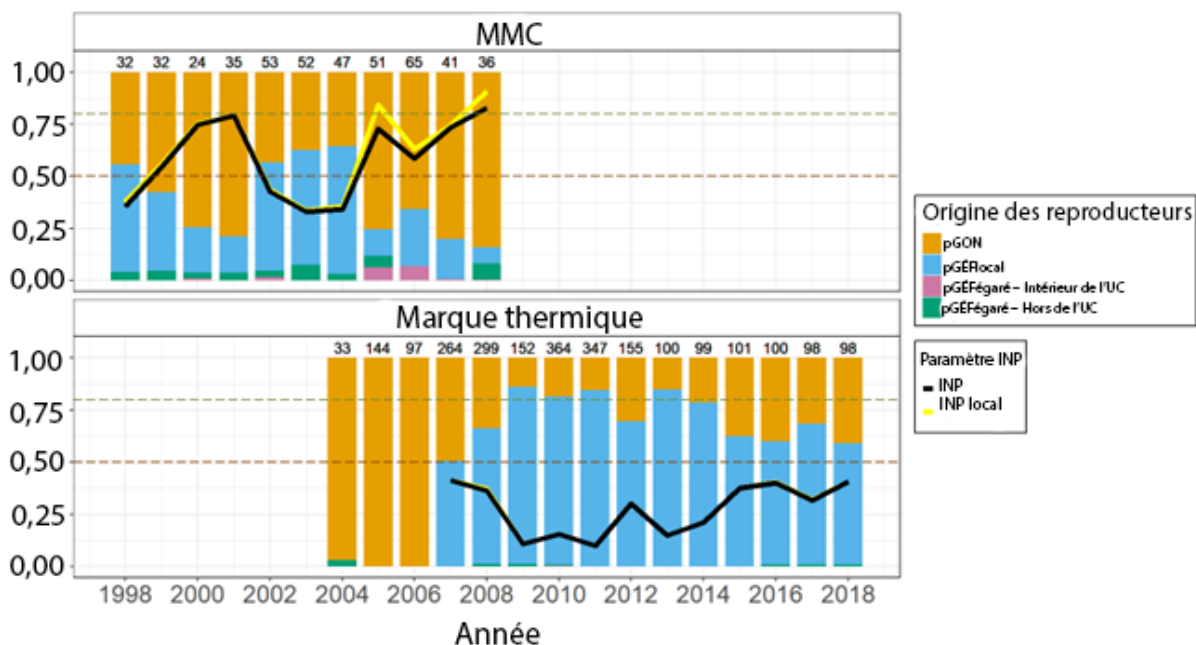


Figure 7.51. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nanaimo (montaison automnale) entre 1998 et 2018, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

7.3. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU CENTRE DU DÉTROIT DE GÉORGIE

7.3.1. Unité de conservation : CK-20 – Sud de la partie continentale-détroit de Géorgie

Dans l'UC CK-20 (sud de la partie continentale-détroit de Géorgie), le saumon chinook est présent dans de nombreux réseaux côtiers, dont très peu sont surveillés régulièrement par le MPO. Nous

présentons des données sur les rivières réceptrices pour quatre des 40 sites d'échantillonnage répertoriés dans le NuSEDS pour cette UC (figure 7.42), ainsi que pour la rivière Capilano, une population transplantée qui est mise en valeur dans les limites de cette UC. D'après la moyenne des échappées dans les cours d'eau de l'UC, nous estimons que ces réseaux représentent 42 % de la totalité des échappées dans l'UC, ce qui constitue une lacune statistique importante. Les stocks qui fraient dans le bassin versant de la rivière Squamish sont tous élevés à l'écloserie du ruisseau Tenderfoot et, entre 1998 et 2021, l'échantillonnage n'a été effectué que sporadiquement, dans les frayères naturelles. Comme la plupart des activités d'échantillonnage portaient sur les géniteurs naturels, nous ne présentons pas les valeurs de l'INP et nous ne recommandons pas d'utiliser ces données pour étayer les tendances de l'égarement.



Figure 7.52. Carte des limites de l'unité de conservation CK-20 (Sud de la partie continentale-détroit de Géorgie), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie du ruisseau Tenderfoot – Stocks donneurs : rivière Squamish (ruisseau Ashlu, rivière Cheakamus, rivière Mamquam, ruisseau Shovelnose)

Le réseau de la rivière Squamish compte quatre stocks de saumon chinook mis en valeur : ruisseau Ashlu, rivière Cheakamus, rivière Mamquam et ruisseau Shovelnose. Les saumons chinooks

de ces stocks n'ont pas été observés égarés dans le sud de la Colombie-Britannique entre 2009 et 2021, à l'exception d'une observation dans la rivière Capilano en 2020. Des lâchers de stock mixte de la rivière Squamish provenant de l'écloserie du ruisseau Tenderfoot, élevés dans le parc marin de Porteau Cove, ont été observés en 2001, s'égarant dans les rivières Campbell/Quinsam et la rivière Capilano, avec un taux d'égaré de 3,4 % cette année-là. Aucun autre chinook élevé dans ce groupe du parc marin n'a été remarqué en tant que poisson égaré entre 1998 et 2001, lorsque le parc marin de Porteau Cove était exploité.

Rivière Squamish – Rivières réceptrices (ruisseau Ashlu, rivière Cheakamus, rivière Mamquam et ruisseau Shovelnose)

Conformément à la définition des poissons égarés d'écloserie énoncée à la section 2, un saumon chinook originaire du ruisseau Ashlu, de la rivière Cheakamus, de la rivière Mamquam ou du ruisseau Shovelnose et qui remonte dans l'un de ces cours d'eau ne serait pas considéré comme un poisson égaré. Les échappées de poissons porteurs d'une MMC dans ces rivières sont échantillonnées depuis 2018 et certaines données existent pour les années précédentes dans les rivières Cheakamus et Mamquam.

Entre 2018 et 2021, l'échantillonnage dans le ruisseau Ashlu n'a révélé aucune récupération de MMC provenant de l'extérieur du réseau de la rivière Squamish. On a récupéré dans les rivières du réseau de la rivière Squamish des poissons provenant de la rivière Cheakamus et du ruisseau Shovelnose, mais pas dans la rivière Mamquam. Les valeurs de *pGÉF* se situaient entre 0,31 et 0,62 de 1998 à 2021, alternant chaque année entre les valeurs élevées et les valeurs faibles. L'échantillonnage effectué entre 2018 et 2021 dans le ruisseau Shovelnose n'a révélé aucun poisson égaré de l'extérieur du réseau de la rivière Squamish. Comme pour le ruisseau Ashlu, on a récupéré à l'occasion des poissons de la rivière Cheakamus ou du ruisseau Ashlu remontant dans le ruisseau Shovelnose, mais pas de poisson de la rivière Mamquam. Les valeurs de *pGÉF* alternaient entre des valeurs élevées et des valeurs faibles dans le ruisseau Shovelnose, mais affichaient la tendance inverse dans le ruisseau Ashlu, avec de faibles contributions des poissons d'écloserie en 2018 et 2019 (0,36 et 0,24 respectivement) comparativement à des valeurs plus élevées en 2019 et 2021 (0,66 et 0,64 respectivement). L'échantillonnage dans la rivière Mamquam entre 2017 et 2021 a indiqué la présence d'un poisson de la rivière Cheakamus chaque année, sauf en 2021. Les valeurs de *pGÉF* dans la rivière Mamquam variaient entre 0,17 et 0,68, mais sans présenter le même profil oscillatoire que celui observé dans les ruisseaux Ashlu et Shovelnose.

La rivière Cheakamus a été échantillonnée de 2009 à 2011 et de 2016 à 2021. On a observé des poissons égarés du groupe de lâchers du parc marin de Porteau Cove, une population de stock mixte originaire de la rivière Squamish élevée à l'écloserie du ruisseau Tenderfoot, qui remontaient dans la rivière Cheakamus entre 2009 et 2011 et composaient la majorité des récupérations de MMC étendues pendant cette période. L'échantillonnage historique des échappées de ce réseau a montré que le groupe d'élevage de Porteau Cove, ayant plusieurs origines et élevé dans un parc marin, était la source la plus importante de mélange des stocks entre 1988 et 1992, probablement en raison de l'hybridation importante et de la faible affinité avec le site natal (Schubert 1993). La dernière cohorte élevée dans le parc marin de Porteau Cove a été relâchée en 2012 et le dernier groupe porteur de MMC en 2007, ce qui explique pourquoi aucun poisson de ce stock n'a été récupéré dans la rivière Cheakamus après 2011. La seule récupération de poissons égarés à l'extérieur de l'UC observée dans ce réseau concernait deux poissons étendus de la rivière Puntledge en 2017. Les valeurs de *pGÉF* pour la rivière Cheakamus étaient relativement faibles entre 2009 et 2011, avec une moyenne de 0,29, contre une moyenne de 0,62 entre 2017 et 2021.

Dans l'ensemble, l'impact génétique des poissons égarés sur les stocks de la rivière Squamish semble faible, mais les bas taux d'échantillonnage dans ces rivières par le passé dénotent une grande incertitude dans les estimations. Les faibles remontes et une forte contribution des poissons d'écloserie dans la plupart des affluents de la rivière Squamish donnent à penser que la gestion génétique et sélective des stocks de géniteurs sera un aspect important du rétablissement de ces populations. Il est

également recommandé de poursuivre et d'étendre la surveillance des échappées pour ces populations afin d'évaluer davantage le risque que représentent les poissons d'écloserie égarés et locaux pour le réseau de la rivière Squamish.

Écloserie de la rivière Capilano – Stocks donneurs : rivière Capilano/rievière Chilliwack

La rivière Capilano est un réseau côtier situé à l'extérieur de la région métropolitaine de Vancouver et n'a jamais connu de remonte notable du saumon chinook d'origine naturelle. Cependant, depuis les années 1970, une population naturalisée fondée à partir du stock de la rivière Big Qualicum est élevée à l'écloserie de la rivière Capilano pour soutenir les pêches locales en mer et en eau douce dans la région. Le marquage de cette population par des MMC a eu lieu pendant deux périodes, entre 1998 et 2004 et depuis 2013. Au cours des deux périodes, tous les poissons égarés de la rivière Capilano ont été récupérés dans la région du bas Fraser, dans les rivières Chilliwack, Harrison et Stave. L'ampleur annuelle de l'égaré provenant de la rivière Capilano était de 52 individus en moyenne sur notre série chronologique, mais a atteint un pic de 119 récupérations étendues en 2021 (tableau D17). D'après les récupérations de MMC depuis 2015, on pense que le taux moyen d'égaré, qui est régulièrement supérieur à 4 %, est à la hausse (figure 7.43). Cette tendance est prévisible étant donné le patrimoine génétique commun de ces populations. Les répercussions génétiques potentielles sur la population de la rivière Chilliwack sont faibles, puisqu'elle a été elle-même transplantée de la rivière Harrison, mais celles de l'égaré du chinook de la rivière Capilano dans la rivière Harrison, une population d'origine principalement naturelle, pourraient davantage porter à conséquence. Il sera important de continuer à surveiller les populations donneuses et réceptrices et d'éliminer les poissons égarés afin de réduire les impacts négatifs futurs des poissons égarés de la rivière Capilano.

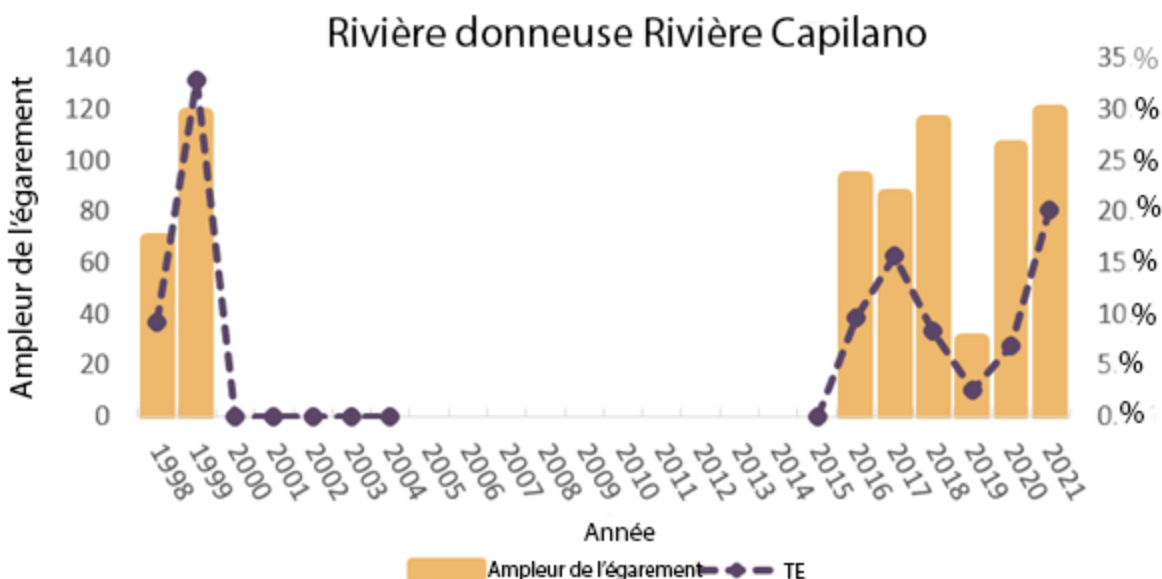


Figure 7.53. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Capilano, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Capilano – Rivière réceptrice

L'échantillonnage des MMC pour le saumon chinook dans la rivière Capilano a eu lieu soit pendant l'échantillonnage du stock de géniteurs, soit pendant le dénombrement des géniteurs naturels en aval du barrage. En plus du stock naturalisé de la rivière Capilano, des poissons transplantés de la rivière Chilliwack porteurs de MMC ont été relâchés pendant cette période. Conformément à la définition de l'égaré décrite dans la documentation (Candy et Beacham 2000) et à la section 2, les chinooks relâchés dans le réseau de la rivière Capilano seraient considérés comme étant correctement

revenus dans leur cours d'eau natal s'ils y retournaient pour frayer, quel que soit leur stock d'origine. L'échantillonnage des MMC a eu lieu pendant deux périodes : de 1998 à 2004 et de 2015 à 2021 (figure 7.44). Au cours de la première période, deux récupérations de saumons égarés de la rivière Cowichan ont été observées en 1998, représentant 48 saumons chinooks étendus, et on a observé un poisson égaré de la rivière Nanaimo et deux de Porteau Cove en 1999, soit 1 et de 22 saumons étendus, respectivement (tableau E38). Les autres saumons chinooks qui sont revenus ces années étaient soit des poissons naturalisés de la rivière Capilano, soit des transplantations du stock de la rivière Chilliwack. Des poissons égarés ont été récupérés trois des sept années de la deuxième période d'échantillonnage des MMC dans la rivière Capilano. En 2015, deux poissons égarés du ruisseau Robertson et de la rivière Big Qualicum ont été récupérés, représentant 13 et 6 poissons étendus, respectivement. En 2016, un saumon chinook de la rivière Cowichan a été récupéré, et en 2020, deux saumons chinooks égarés de la rivière Cheakamus ont été observés dans l'échantillonnage de la rivière Capilano. Mis à part ces observations, toutes les récupérations dans la rivière Capilano depuis 1998 provenaient soit de la population transplantée originale de la rivière Capilano, soit du stock de la rivière Chilliwack relâché dans la rivière Capilano, soit du parc marin de Sandy Cove (situé à moins de 10 km de l'embouchure de la rivière).

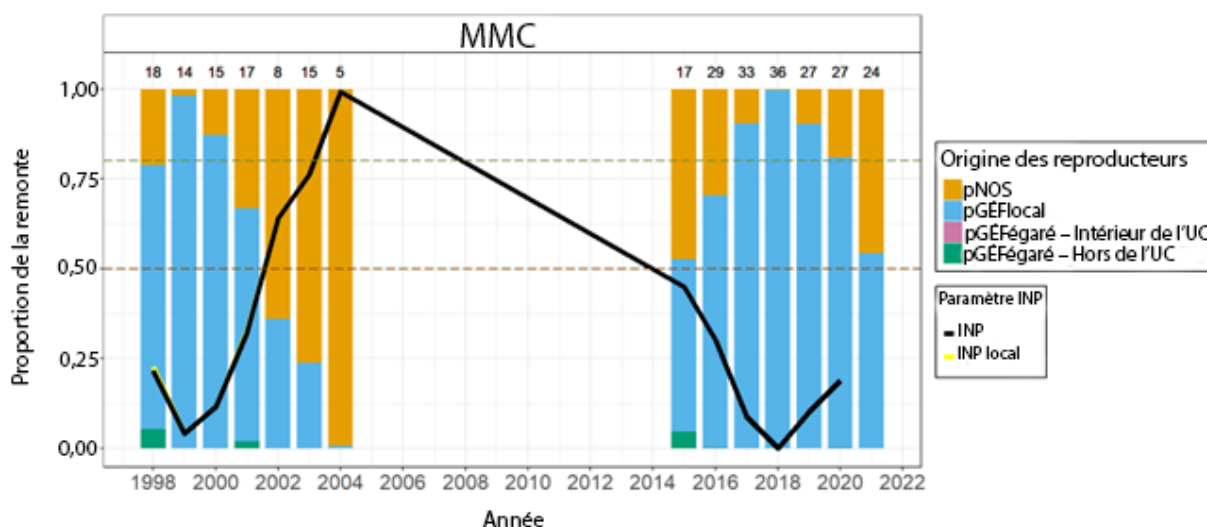


Figure 7.54. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Capilano entre 1998 et 2018, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écluserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écluserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écluserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écluserie : $INP < 0,5$.

7.3.2. Unité de conservation : CK-27 – Est de l'île de Vancouver-Qualicum et Puntledge

Dans l'UC CK-27 (Est de l'île de Vancouver-Qualicum et Puntledge), le saumon chinook est surtout présent dans trois réseaux : la rivière Big Qualicum, la rivière Little Qualicum et la rivière Puntledge, qui sont tous mis en valeur, représentant environ 96 % de l'échappée moyenne dans l'UC. Deux grandes installations OPS, l'écluserie de la rivière Big Qualicum et l'écluserie de la rivière Puntledge, relâchent 4,65 millions de smolts de chinook par année dans cette région. Ces deux écluseries marquent leurs lâchers et n'utilisent pas de marques thermiques. Les moyennes de $pGÉF_{égaré}$ et de $pGÉF_{égaré, HUC}$ pour cette UC sont de 0,02 et 0,01 respectivement, et les valeurs moyennes de l' INP pour chaque réseau ($n=3$) ont indiqué des populations de type « Intégrée-Écluserie » ($INP < 0,5$).

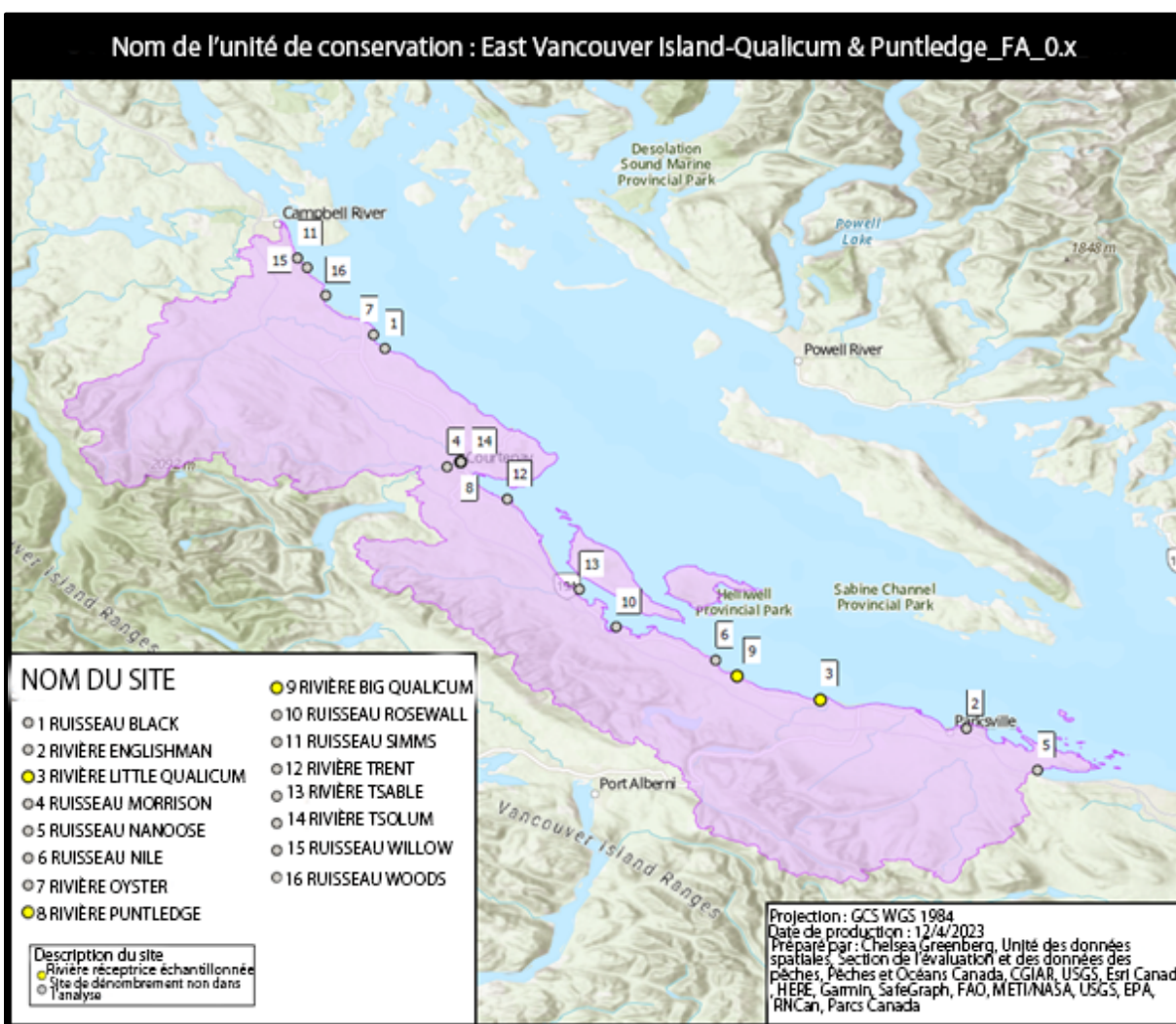


Figure 7.55. Carte des limites de l'unité de conservation CK-27 (Est de l'île de Vancouver-rivières Qualicum et Puntledge), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie de la rivière Big Qualicum – Stock donneur : rivière Big Qualicum

Les récupérations de MMC étendues de chinook de l'écloserie de la rivière Big Qualicum dans le sud de la Colombie-Britannique ont révélé un taux annuel moyen d'égaré de 1,6 % (figure 7.46).

Les poissons égarés étaient le plus souvent observés dans les rivières avoisinantes qui occupent la même UC, les rivières Little Qualicum et Puntledge (tableau D18), en majorité dans la rivière Little Qualicum avant la fin du marquage dans ce cours d'eau en 2002. Cette relation d'égaré entre le stock donneur et le stock récepteur est prévisible étant donné que la population de la rivière Little Qualicum a été fondée à l'origine à partir de poissons de la rivière Big Qualicum. Le marquage de la population de la rivière Little Qualicum a cessé en 2002 en raison d'un chevauchement observé avec la dynamique de la population de la rivière Big Qualicum, dont on a déduit qu'il serait redondant de marquer ce stock à des fins d'évaluation. Ces dernières années, l'écloserie de la rivière Little Qualicum a recommencé à poser des MMC sur les poissons et à échantillonner le stock, et on observe de nouveau des poissons égarés (tableau D15). En raison de la relation génétique étroite entre ces deux populations, les répercussions potentielles que cette relation d'égaré peut avoir sont minimales.

L'égaré à l'extérieur de l'UC s'établissait à un taux de 0,7 % en moyenne au fil des ans. Les poissons égarés ont été récupérés en majorité dans la région de la CEIV, dans des écloseries où les taux d'échantillonnage étaient élevés (rivières Campbell/Quinsam, rivière Nanaimo et rivière Cowichan), avec deux cas de récupération à l'extérieur de la CEIV, en 1999 et en 2015 (tableau D18). L'ampleur de l'égaré observé provenant de la rivière Big Qualicum était en moyenne de 76 individus sur les années. Étant donné que la rivière Big Qualicum est une grande installation de production qui relâche près de 3 millions de saumons chinooks par année, il convient de souligner le faible taux d'égaré qu'elle a réussi à maintenir la plupart des années depuis 1998.

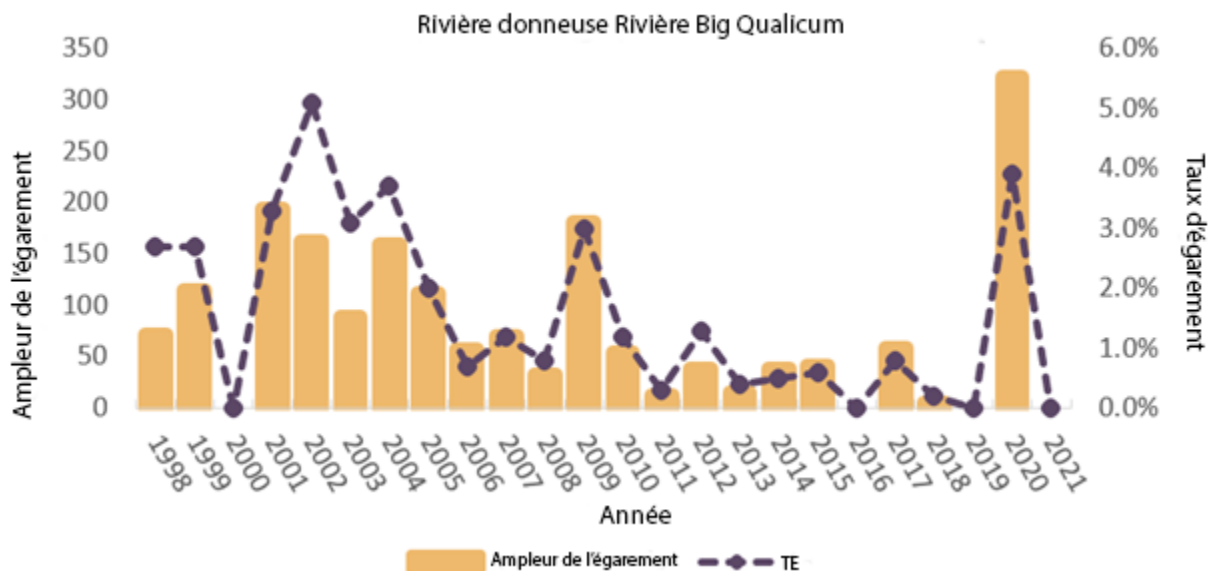


Figure 7.56. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Big Qualicum, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Big Qualicum – Rivière réceptrice

La rivière Big Qualicum abrite l'un des premiers projets de mise en valeur entrepris en Colombie-Britannique et produit du saumon chinook d'écloserie depuis 1970. Chaque année, une partie de la population est marquée avec des MMC; aucune marque thermique n'est appliquée et aucun échantillonnage n'est effectué.

Les estimations de $pGÉF$ et de l' INP pour la rivière Big Qualicum ont indiqué un réseau de type « Intégrée-Écloserie » toutes les années échantillonnées entre 1998 et 2021 (figure 7.47). Entre 1998 et 2005, $pGÉF_{\text{égaré}}$ était élevé, avec une moyenne de 0,09; les poissons égarés provenaient principalement de la rivière Little Qualicum (tableau E39). Par contraste, entre 2006 et 2021, $pGÉF_{\text{égaré}}$ est tombé à une moyenne de 0,01, mais $pGÉF_{\text{local}}$ est demeuré élevé. Le déclin de $pGÉF_{\text{égaré}}$ pourrait s'expliquer par l'arrêt du marquage par MMC dans la rivière Little Qualicum au milieu des années 2000. Il est possible que les récupérations de chinooks de la rivière Little Qualicum se soient poursuivies après 2006, sans qu'on puisse les identifier. La valeur réelle de $pGÉF_{\text{égaré}}$ pour la rivière Big Qualicum pourrait ainsi être plus élevée que celle indiquée ici.

Il convient également de noter qu'entre 2000 et 2002, plusieurs MMC du stock « Big Qualicum + Little Qualicum » ont été observées, dénotant un croisement entre les populations des rivières Little et Big Qualicum. Dans la présente analyse, nous avons considéré que ces poissons étaient correctement revenus dans leur cours d'eau natal s'ils étaient retournés dans l'un ou l'autre des réseaux. Des poissons égarés de la rivière Cowichan ont été observés dans la rivière Big Qualicum chaque année échantillonnée, mais ils ne représentaient en moyenne que 1 % de l'échappée totale. On a récupéré

des poissons égarés des écloseries américaines, 21 des 24 années d'échantillonnage, mais ils ne représentaient que 0,1 % de l'échappée totale (tableau E39). On a aussi récupéré des poissons égarés des rivières Campbell/Quinsam la plupart (19/24) des années, représentant 0,8 % de l'échappée; les poissons égarés des rivières Puntledge et Chemainus constituaient en moyenne 0,4 % et 0,1 % des échappées annuelles, respectivement.

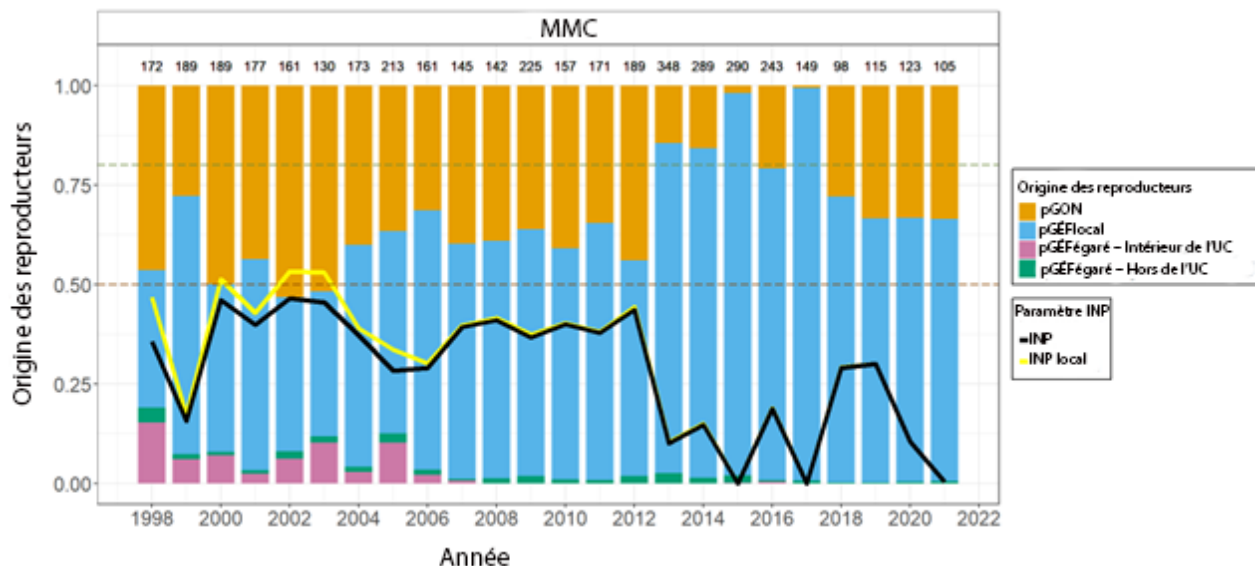


Figure 7.57. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Big Qualicum entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Rivière Little Qualicum – Rivière réceptrice

La rivière Little Qualicum est mise en valeur depuis 1979, avec une population fondée à partir de poissons transplantés de la rivière Big Qualicum. Les adultes en montaison sont dénombrés chaque année dans un chenal de fraie de la rivière. Le marquage par MMC a été utilisé jusqu'au début des années 2000 et des marques ont été récupérées jusqu'en 2006.

La valeur de $pGÉF_{égaré}$ était constamment faible entre 1998 et 2007, avec une moyenne de 0,02 (figure 7.48). La moyenne de $pGÉF_{égaré, HUC}$ était de 0,00 et les observations ont révélé principalement des poissons égarés de la rivière Cowichan (tableau E40). Comme pour la rivière Big Qualicum, les poissons en montaison issus de croisements entre des poissons des rivières Big et Little Qualicum étaient considérés être correctement revenus dans leur cours d'eau natal. Ces croisements représentaient de 2 à 21 % de la remonte totale entre 2000 et 2003. Des poissons égarés de la rivière Big Qualicum ont été observés chaque année d'échantillonnage, sauf en 2000, mais ils n'ont jamais dépassé 4 % de l'échappée totale. Des récupérations sporadiques ont été détectées dans toutes les autres écloseries de la CEIV entre 1998 et 2006, mais aucun réseau autre que celui de la rivière Big Qualicum n'a jamais représenté plus de 1 % des échantillons. En 2001 et 2002, on a récupéré des MMC d'écloseries américaines et, en 2001, 10 chinooks étendus de la rivière San Juan ont été observés sur la COIV, mais à part ces observations, aucun chinook de l'extérieur de la CEIV n'a été détecté.

Les estimations de l'INP entre 1998 et 2004 désignaient la rivière Little Qualicum de type « Intégrée-Écloserie » ($< 0,50$), mais les estimations entre 2005 et 2006 étaient beaucoup plus élevées. Cette situation est probablement attribuable à l'élimination du marquage par MMC au milieu des années 2000 et n'indique pas une augmentation réelle de l'influence des poissons d'origine naturelle.

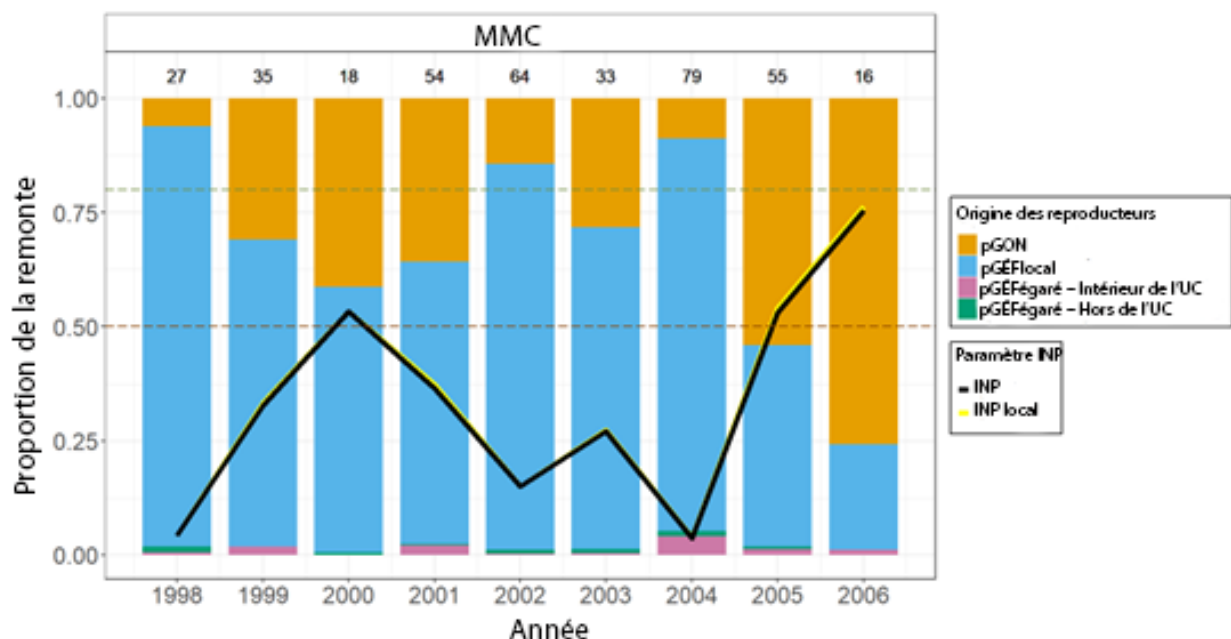


Figure 7.58. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Little Qualicum entre 1998 et 2020, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP $\geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP $< 0,5$.

Écloserie de la rivière Puntledge – Stock donneur : rivière Puntledge

La rivière Puntledge soutient plusieurs espèces de saumons du Pacifique, dont deux montaisons de saumon chinook distinctes sur les plans temporel et génétique qui remontent à l'automne ou à l'été. L'écloserie de la rivière Puntledge a été mise en place afin de reconstituer ces deux populations à la suite des faibles abondances historiques résultant de la construction du barrage à la sortie du lac Comox en 1912.

Population à montaison automnale

L'écloserie de la rivière Puntledge met en valeur les montaisons automnales et estivales du saumon chinook et marque une partie des deux populations avec des MMC. Les récupérations de saumons chinooks à montaison automnale ont révélé un taux moyen d'égarément de 1,2 % entre 1998 et 2021, avec des taux anormalement élevés en 2007, 2008 et 2010 (figure 7.49). Les taux d'égarément à l'extérieur de l'UC étaient presque identiques au taux d'égarément total, la plupart des récupérations ayant eu lieu dans la rivière Nanaimo et les rivières Campbell/Quinsam (tableau D19).

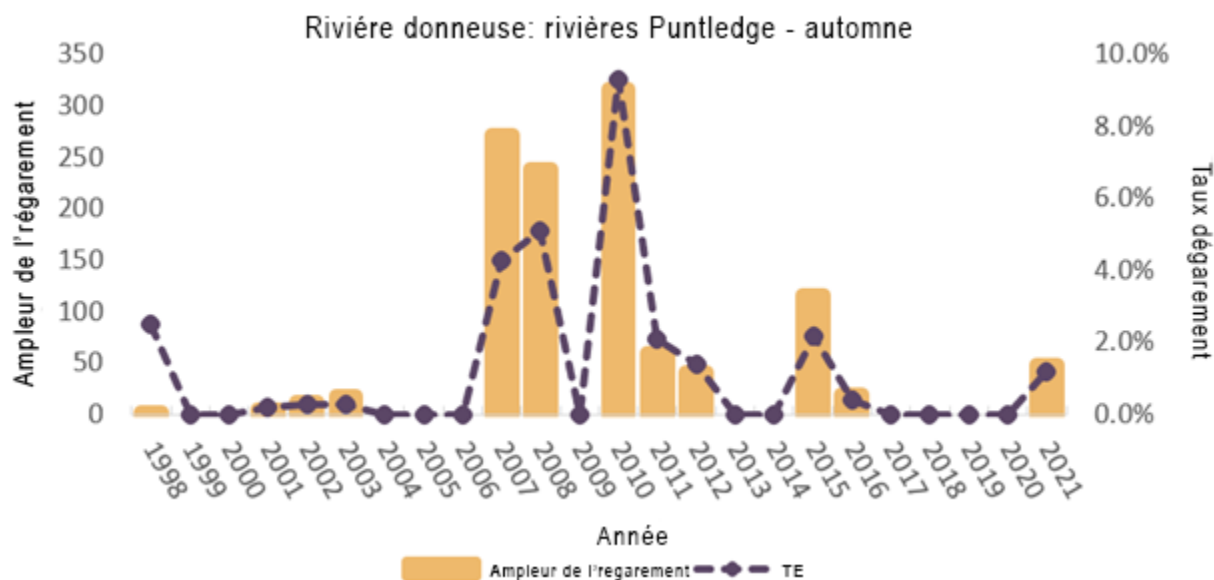


Figure 7.59. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook à montaison automnale de l'écloserie de la rivière Puntledge, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Puntledge – Rivière réceptrice

Population à montaison automnale

La moyenne de $pG\acute{E}F_{\text{égaré}}$ pour la rivière Puntledge (montaison automnale) était très faible, à 0,01; les poissons égarés ne constituaient une proportion élevée de l'échappée qu'en 1998 et en 1999 (figure 7.50). La valeur de $pG\acute{E}F_{\text{égaré, HUC}}$ était également faible, car la plupart des poissons égarés observés dans les échappées de la rivière Puntledge provenaient de l'extérieur de l'UC.

Les poissons égarés récupérés en 1998 et 1999 provenaient de toutes les éclosiers de la CEIV, ainsi que d'installations éloignées comme celles de la rivière Kitimat et de la rivière Conuma (tableau E41). Comme pour les autres réseaux de la CEIV, on a constaté un faible niveau constant de contribution de la rivière Cowichan sur toute la série chronologique, mais il ne représentait qu'une moyenne de 1 % de la remonte moyenne totale. Des saumons chinooks à montaison estivale de la rivière Puntledge ont été régulièrement récupérés lors de l'échantillonnage d'automne. Ces récupérations représentaient en moyenne 3 % des échappées entre 1998 et 2021. On a également observé des poissons égarés de l'extérieur de la CEIV dans la rivière Puntledge, avec des récupérations occasionnelles et sporadiques de poissons des éclosiers du ruisseau Robertson, de la rivière Chilliwack et d'éclosiers américaines au cours de la série chronologique.

La moyenne de l' INP pour la montaison d'automne de la rivière Puntledge était de 0,31 et la population a été désignée de type « Intégrée-Écloserie » toutes les années, sauf en 2021.

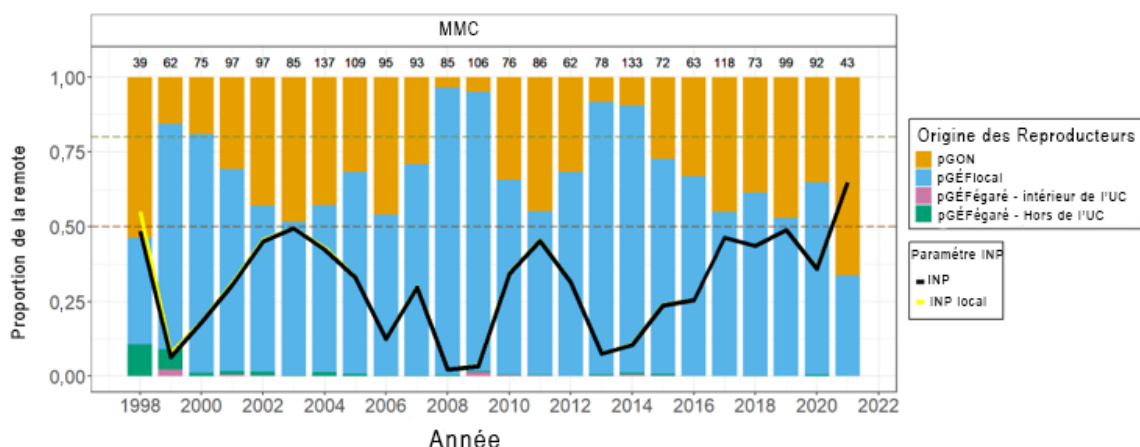


Figure 7.60. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Puntledge (montaison automnale) entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

7.3.3. Unité de conservation : CK-83 – Est de l'île de Vancouver-détroit de Géorgie

Dans l'UC CK-83 (Est de l'île de Vancouver-détroit de Géorgie), le saumon chinook est présent dans deux bassins distincts de la CEIV qui partagent un cycle biologique à montaison estivale. Les écloseries des rivières Puntledge et Nanaimo mettent en valeur ces montaisons à leurs installations respectives et visent à relâcher 500 000 et 225 000 smolts, respectivement, chaque année.

L'égarément est limité dans cette UC, avec des moyennes de 0,0 pour $p_{GÉF_{égaré}}$ et $p_{GÉF_{égaré}}$, HUC depuis 1998. Les valeurs moyennes de l' INP entre 1998 et 2021 pour les rivières de cette UC ont indiqué une population de type « Intégrée-Écloserie » ($INP < 0,5$) et une population de type « Intégrée-Transition » (INP comprise entre 0,50 et 0,80).



Figure 7.61. Carte des limites de l'unité de conservation CK-83 (Est de l'île de Vancouver-détroit de Géorgie), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune. *Veuillez noter que sur cette figure, les sites d'échantillonnage sont décrits à l'embouchure de la rivière, mais les frayères sont situées à l'intérieur des terres, dans les limites de l'UC.

Écloserie de la rivière Nanaïmo – Stock donneur : rivière Nanaïmo

Population à montaison estivale

Des récupérations de MMC du chinook de la rivière Nanaïmo à montaison estivale ont été observées entre 1998 et 2005, avec un taux moyen d'égarement de 2,9 % sur les années (figure 7.52). Elles n'ont eu lieu que dans la rivière Puntledge, proche, et concernaient des poissons à montaison d'automne et d'été (tableau D20). Des récupérations de marque thermique de saumons chinooks de la rivière Nanaïmo à montaison estivale ont été observées entre 2008 et 2021, et des récupérations régulières dans la rivière Cowichan entre 2010 et 2013 (tableau D21).

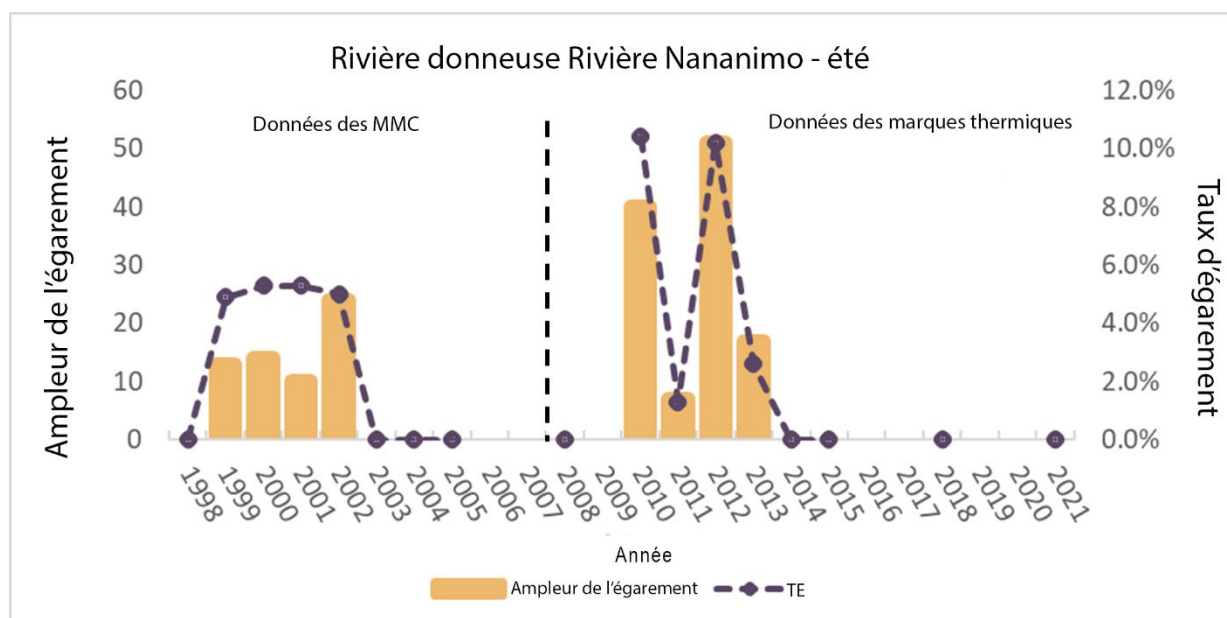


Figure 7.62. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook d'écloserie à montaison d'été de la rivière Nanaimo dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique, calculées à partir des taux de récupération des MMC entre 1998 et 2005 et des taux de récupération des otolithes marqués thermiquement entre 2008 et 2021. * indique le passage des données sur les MMC aux données sur les marques thermiques.

Rivière Nanaimo – Rivière réceptrice

Population à montaison estivale

Entre 1998 et 2005, on a prélevé des échantillons de saumon chinook à montaison estivale remontant dans la rivière Nanaimo pour déceler les MMC. Durant cette période, aucun poisson égaré n'a été détecté (tableau E43, figure 7.53). L'échantillonnage des marques thermiques entre 2004 et 2018 a indiqué un nombre étendu de 3 et 13 saumons chinooks du ruisseau Robertson égarés dans la rivière Nanaimo lors des années de montaison 2005 et 2016, respectivement (tableau E42). Aucun autre poisson égaré n'a été observé au cours de cette période. L'*INP* pour la rivière Nanaimo – montaison estivale a beaucoup fluctué entre 1998 et 2018, mais la plupart des années donnaient une désignation de type « Intégrée-Transition » ou « Intégrée-Sauvage ». L'*INP* moyenne pour ce réseau était de 0,65 d'après les récupérations de marques thermiques.

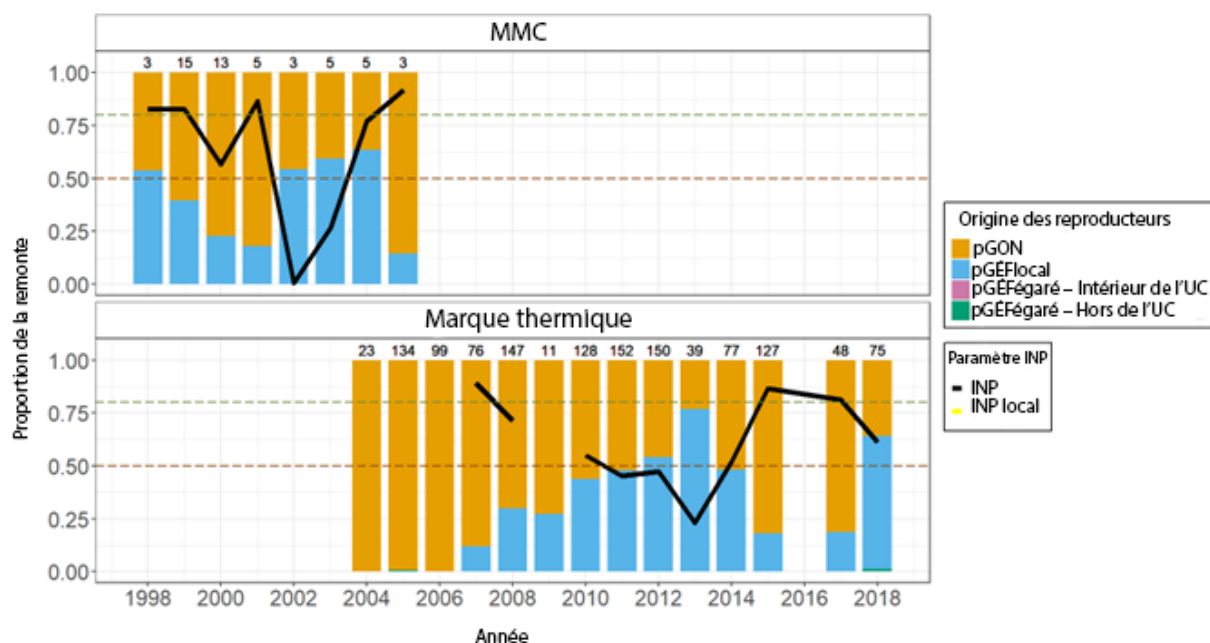


Figure 7.63. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nanaimo (montaison estivale) entre 1998 et 2018, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Écloserie de la rivière Puntledge – Stock donneur : rivière Puntledge

Population à montaison estivale

Les taux d'égaré total et à l'extérieur de l'UC pour le saumon chinook à montaison estivale de la rivière Puntledge étaient tous deux de 0,2 % et des récupérations de saumons égarés ont été observées trois années entre 1998 et 2021 (figure 7.54). Comme pour la population à la montaison automnale, on a observé des poissons égarés remontant dans la rivière Nanaimo et les rivières Campbell/Quinsam (tableau D22).

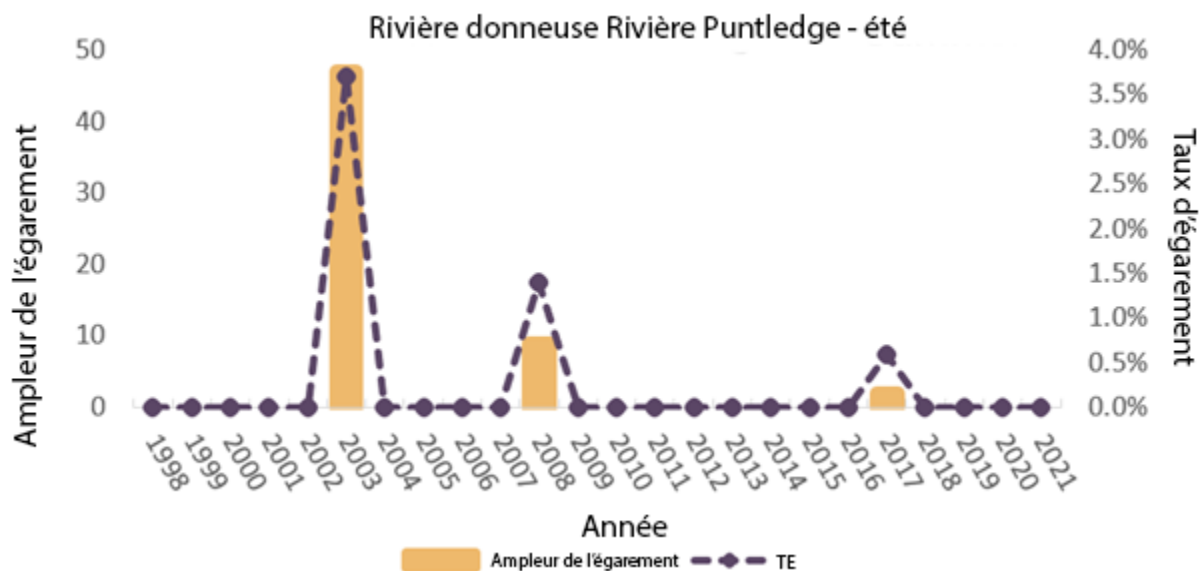


Figure 7.64. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook à montaison estivale de l'écloserie de la rivière Puntledge, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Puntledge – Rivière réceptrice

Population à montaison estivale

L'échappée de la population à montaison estivale de la rivière Puntledge était beaucoup plus faible que celle de la population à montaison automnale, mais la dynamique de l'égarément était semblable. Comme pour la montaison d'automne, la plupart des poissons égarés ont été observés entre 1998 et 2002, avec des valeurs moyennes de $pG\acute{E}F_{\text{égaré}}$ de 0,03 avant 2002 et de 0,00 après cette date (figure 7.55). Les valeurs moyennes de $pG\acute{E}F_{\text{égaré}, \text{HUC}}$ étaient presque identiques aux estimations de $pG\acute{E}F_{\text{égaré}}$ total. Les poissons égarés provenaient de toutes les écloseries de la CEIV, mais les récupérations les plus courantes étaient d'origine américaine (tableau E44).

L' INP moyenne pour le chinook à montaison estivale de la rivière Puntledge était faible à 0,24, soit un réseau de type « Intégrée-Écloserie ».

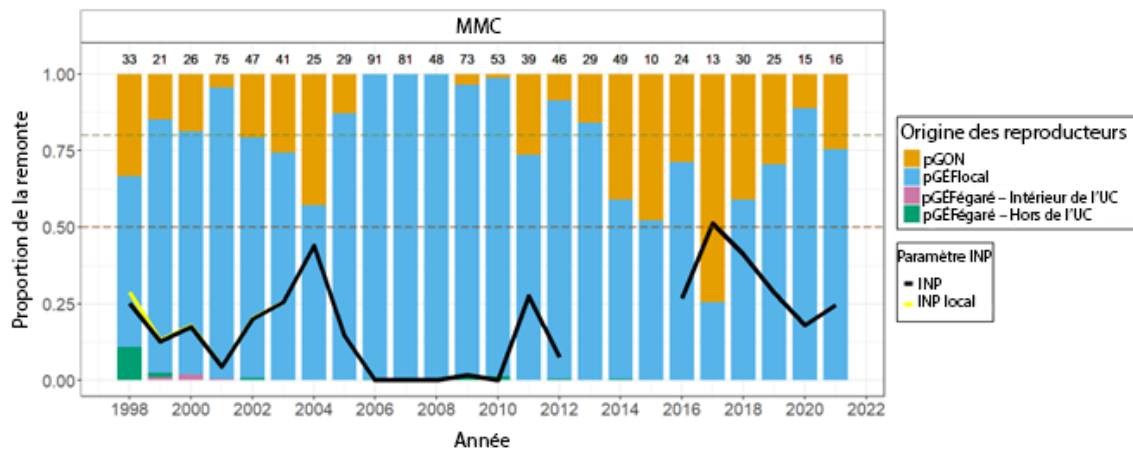


Figure 7.65. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Puntledge (montaison estivale) entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de gniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

7.4. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DES BRAS DE MER CONTINENTAUX

7.4.1. Unité de conservation : CK-28 – Sud de la partie continentale-fjords du sud

Dans l'UC CK-28 (Sud de la partie continentale-fjords du sud), des saumons chinooks sont enregistrés dans le NuSEDS à 26 sites uniques (figure 7.56). Pour cette analyse, nous n'avons des données que pour la rivière Phillips, qui représente environ 9 % de l'échappée totale dans cette UC, une lacune importante dans les données sur le sud de la Colombie-Britannique. Les valeurs moyennes de $pGÉF_{égaré}$ et de $pGÉF_{égaré, HUC}$ étaient toutes deux de 0,03 pour ce réseau et les valeurs moyennes de l'INP indiquaient une population de type « Intégrée-Transition » (INP comprise entre 0,50 et 0,80).

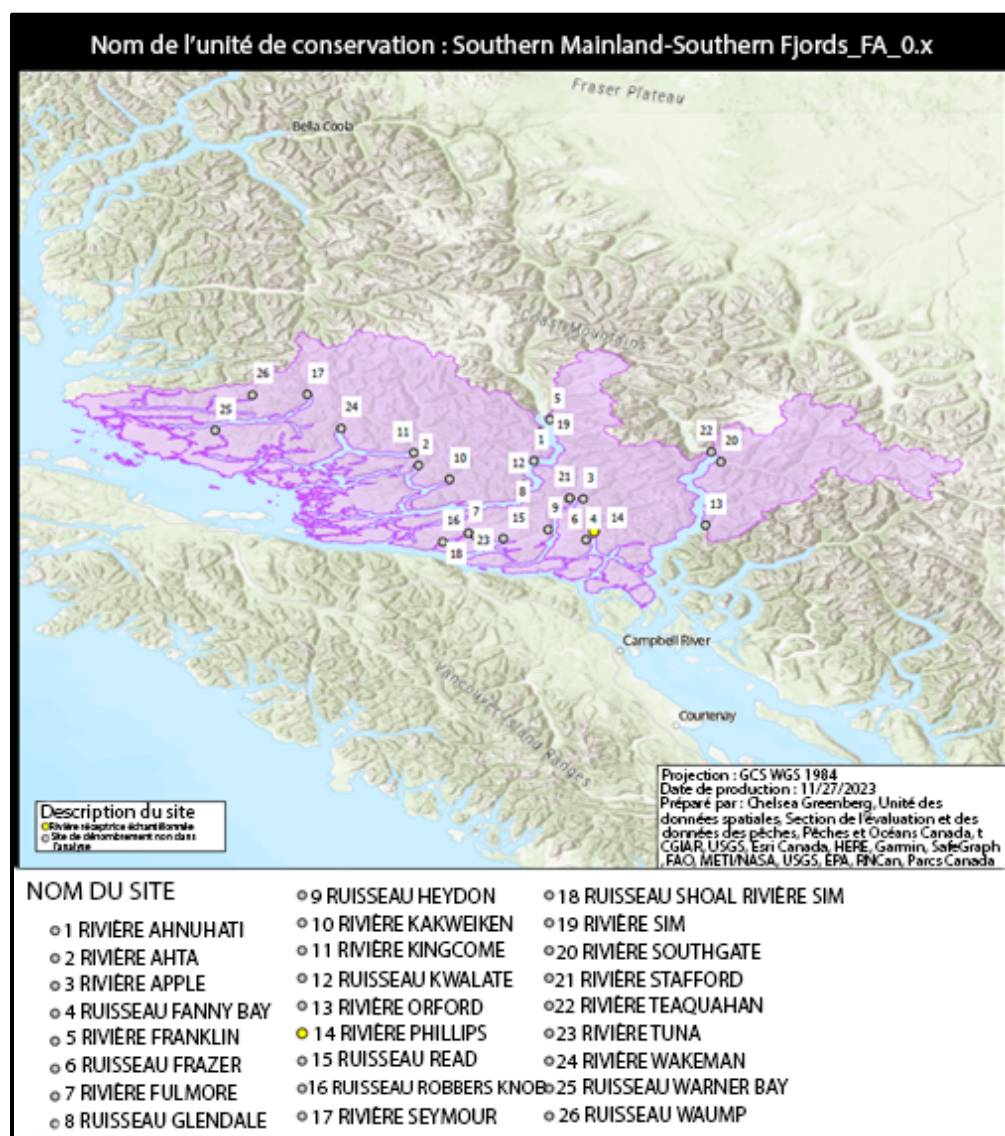


Figure 7.66. Carte des limites de l'unité de conservation CK-28 (Sud de la partie continentale-fjords du sud), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

La rivière Phillips a été échantillonnée régulièrement entre 2009 et 2021 et au cours de cette période, la moyenne de $pGÉF_{\text{égéré}}$ et de $pGÉF_{\text{égéré, HUC}}$ était de 0,03. Des poissons égarés ont été récupérés de façon sporadique et aucun ne l'a été 9 des 13 années (figure 7.57). Ils provenaient de la rivière Puntledge deux années, des rivières Campbell/Quinsam une année et d'écloseries américaines une autre (tableau E45).

L' INP moyenne pour le chinook de la rivière Phillips était de 0,53 sur la période qui nous intéresse, soit un réseau de type « Intégrée-Transition ».

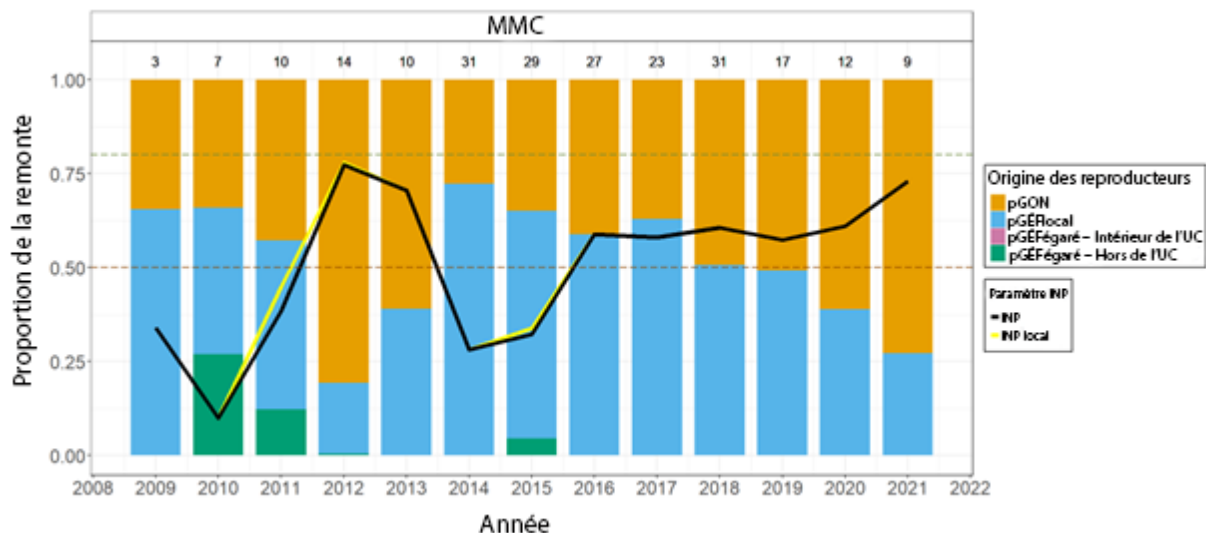


Figure 7.67. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Phillips entre 2008 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

7.5. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU HAUT DU DÉTROIT DE GÉORGIE

7.5.1. Unité de conservation : CK-29 – Est de l'île de Vancouver-Nord

Dans l'UC CK-29 (Est de l'île de Vancouver-Nord), le saumon chinook a été enregistré à 19 sites d'échantillonnage uniques depuis 1953 (figure 7.58). Cependant, la plus grande partie de l'échappée totale dans l'UC a lieu dans quatre réseaux, tous inclus dans la présente analyse : la rivière Campbell, la rivière Quinsam, la rivière Nimpkish et la rivière Salmon/DJN. Ces réseaux représentent environ 91 % de l'échappée totale dans l'UC. Une installation majeure OPS sur la rivière Quinsam met en valeur les stocks locaux des rivières Campbell et Quinsam, ainsi que l'élevage satellite de la population de la rivière Salmon/DJN. Toutes les populations mises en valeur de cette UC portent des marques thermiques; dans les rivières Campbell/Quinsam, on utilise les marques thermiques et les MMC. Les valeurs moyennes de $pGÉF_{égaré}$ et de $pGÉF_{égaré, HUC}$ pour cette UC étaient de 0,01 et les valeurs moyennes de l'INP indiquaient une population de type « Intégrée-Écloserie » ($INP < 0,50$) et deux populations de type « Intégrée-Sauvage » ($INP > 0,8$) dans l'UC.

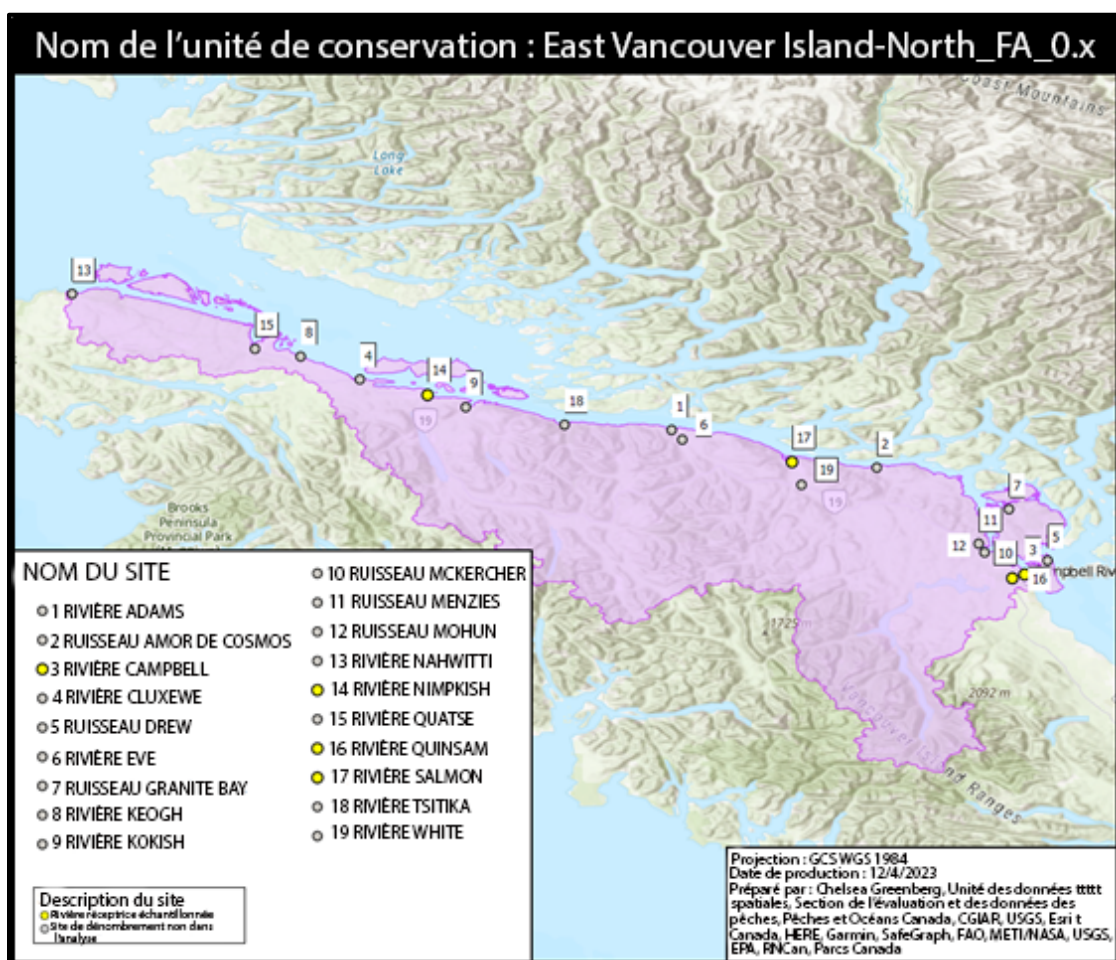


Figure 7.68. Carte des limites de l'unité de conservation CK-29 (Est de l'île de Vancouver-Nord), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie de la rivière Quinsam – Stocks donneurs : rivière Campbell et rivière Quinsam

Le réseau des rivières Campbell et Quinsam est situé à l'extrémité nord du détroit de Géorgie et compte une grande installation de production (l'écloserie de la rivière Quinsam) qui met en valeur le saumon chinook aux fins de récolte et d'évaluation depuis 1974. Étant donné que les deux populations sont proches sur le plan géographique et qu'elles sont mises en valeur et dénombrées dans la même installation, elles sont traitées comme une seule métapopulation dans la présente analyse.

Les échantillons de MMC dans le sud de la Colombie-Britannique ont révélé un taux moyen d'égaré de 1,2 % pour le chinook des rivières Campbell/Quinsam, entièrement à l'extérieur de l'UC. Les poissons égarés ont été principalement récupérés dans des réseaux mis en valeur où les populations sont régulièrement marquées et échantillonnées pour les MMC. L'égaré de ce réseau était le plus important entre les années de montaison 2009 à 2015, avant de chuter à près de 0 % après 2016 (figure 7.59). L'ampleur moyenne de l'égaré, d'après les taux de récupération étendus des MMC, était de 43 individus (tableau D23), résultant surtout des récupérations régulières dans la rivière Big Qualicum. D'autres observations moins fréquentes de poissons égarés ont été mentionnées dans les rivières Puntledge, Phillips et Little Qualicum au cours de la série chronologique.

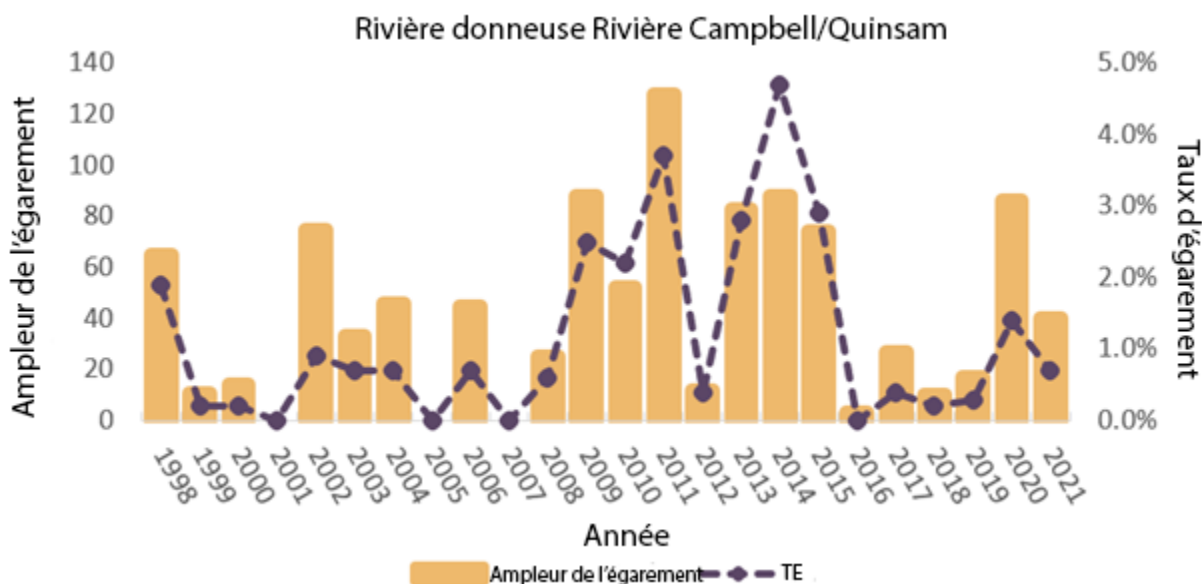


Figure 7.69. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook de l'écloserie des rivières Campbell/Quinsam, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Les résultats tirés des marques thermiques ont montré un taux moyen d'égarément de 0,3 % sur les années, la plupart des récupérations ayant lieu dans la même UC, les poissons s'égarant dans la rivière Salmon/DJN (tableau D24), une population élevée à l'écloserie de la rivière Quinsam avant d'être relâchée dans la rivière d'origine. En 2003 et 2004, on a observé des saumons chinooks qui s'égarèrent hors de l'UC, dans la rivière Cowichan.

Les résultats de la récupération des MMC et des marques thermiques permettent de penser que les effets génétiques potentiels de l'égarément des stocks des rivières Campbell/Quinsam sont assez faibles.

Rivières Campbell/Quinsam – Rivières réceptrices

Les données sur les MMC et les marques thermiques entre 1998 et 2021 ont montré des résultats semblables pour la contribution de l'égarément dans les rivières réceptrices (figure 7.60). Selon les données des MMC, la moyenne de $pGÉF_{\text{égaré}}$ et de $pGÉF_{\text{égaré, HUC}}$ était de 0,01 entre 1998 et 2021. Toutes les écloseries de la CEIV ont produit des poissons égarés au cours des 24 ans de la période, mais toujours de façon sporadique, ne représentant jamais plus de 2 % de la remonte totale d'une année (tableau E47). L'observation la plus courante était celle de saumons chinooks d'écloserie des États-Unis, 9 des 24 années. Parmi les réseaux de la CEIV, c'est dans les rivières Campbell/Quinsam que l'on a observé le plus grand nombre de poissons égarés provenant de populations donneuses éloignées, avec des détections sporadiques de chinooks du ruisseau Robertson, de la rivière San Juan, de Porteau Cove, de la rivière Nitinat, de la rivière Harrison et de la rivière Chilliwack.

Les résultats des marques thermiques de 1998 à 2021 suggèrent que la moyenne de $pGÉF_{\text{égaré}}$ et de $pGÉF_{\text{égaré, HUC}}$ était négligeable, 0,00 (tableau E46). Des détections similaires et sporadiques ont relevé des poissons égarés de réseaux éloignés, comme la rivière Nitinat, le ruisseau Robertson et la rivière Chilliwack.

Les estimations de l'INP tirées des données des MMC et des marques thermiques indiquent que les rivières Campbell/Quinsam ont conservé une désignation de type « Intégrée-Écloserie » au cours des 24 dernières années.

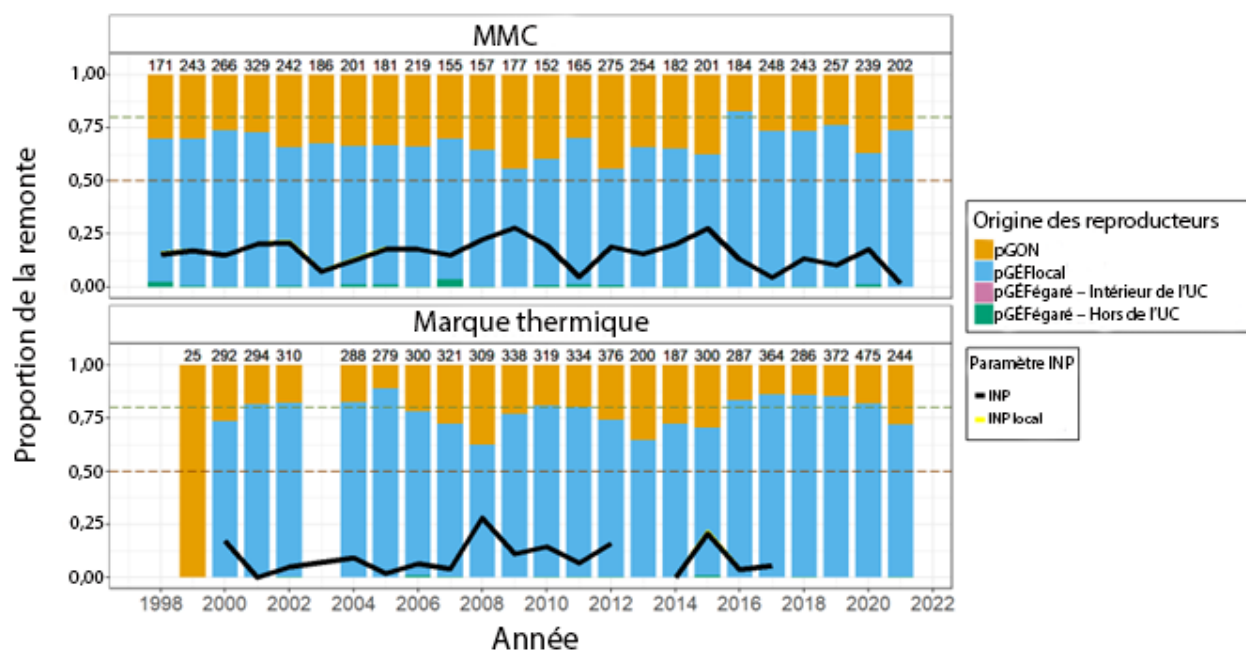


Figure 7.70. Origine des géniteurs remontant dans les rivières Campbell et Quinsam entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égéré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égéré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Rivière Salmon/DJN – Rivière réceptrice

Les chinooks de la rivière Salmon (désignée dans les rapports du MPO sous le nom de rivière Salmon/DJN), qui entrent dans l'océan près de Sayward, sont mis en valeur depuis 1984, élevés dans l'écloserie de la rivière Quinsam et transportés à Sayward pour l'imprégnation avant d'être relâchés. La population est marquée thermiquement depuis le début des années 2000 et des marques thermiques ont été retrouvées dans des échantillons de ponte depuis 2006.

Des poissons égarés ont été régulièrement observés durant la première période de la série chronologique, mais n'ont pas été récupérés depuis 2014 (figure 7.61). La moyenne de $pGÉF_{égéré}$ était de 0,03, la plupart des poissons égarés provenant des rivières Campbell/Quinsam (tableau E48). La moyenne de $pGÉF_{égéré, HUC}$ était de 0,01 en raison des récupérations sporadiques de poissons du ruisseau Robertson en 2008 et de la rivière Nitinat en 2009.

L' INP moyenne pour la rivière Salmon/DJN était de 0,81 sur la série chronologique, soit une population de type « Intégrée-Sauvage », mais l' INP a été réduite par une augmentation de la contribution des poissons égarés de 2007 à 2010, avec des écarts importants entre l' INP_{local} et l' INP totale (figure 7.61).

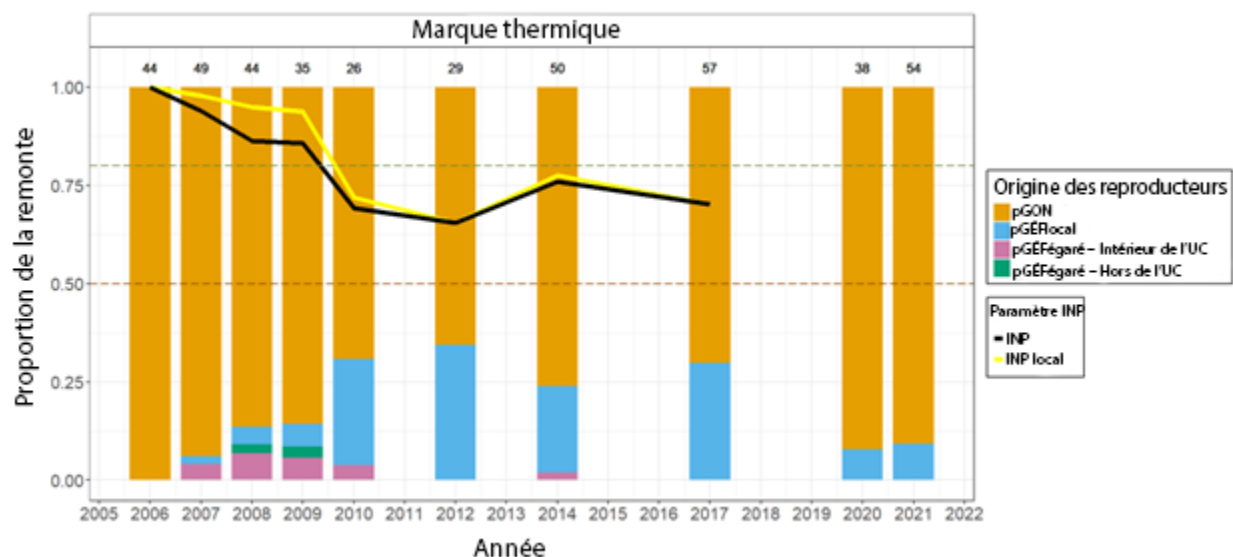


Figure 7.71. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Salmon/DJN entre 2006 et 2021, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

Rivière Nimpkish – Rivière réceptrice

Les saumons chinooks de la rivière Nimpkish et de la rivière Woss sont mis en valeur grâce à une installation du PPC exploitée par la Première Nation Namgis. Cette population est marquée thermiquement depuis 2014, et au cours de notre analyse, aucun poisson égaré n'a été récupéré (figure 7.62, tableau E49). L'INP moyenne était de 0,82 sur la série chronologique, ce qui donne un réseau de type « Intégrée-Sauvage ».

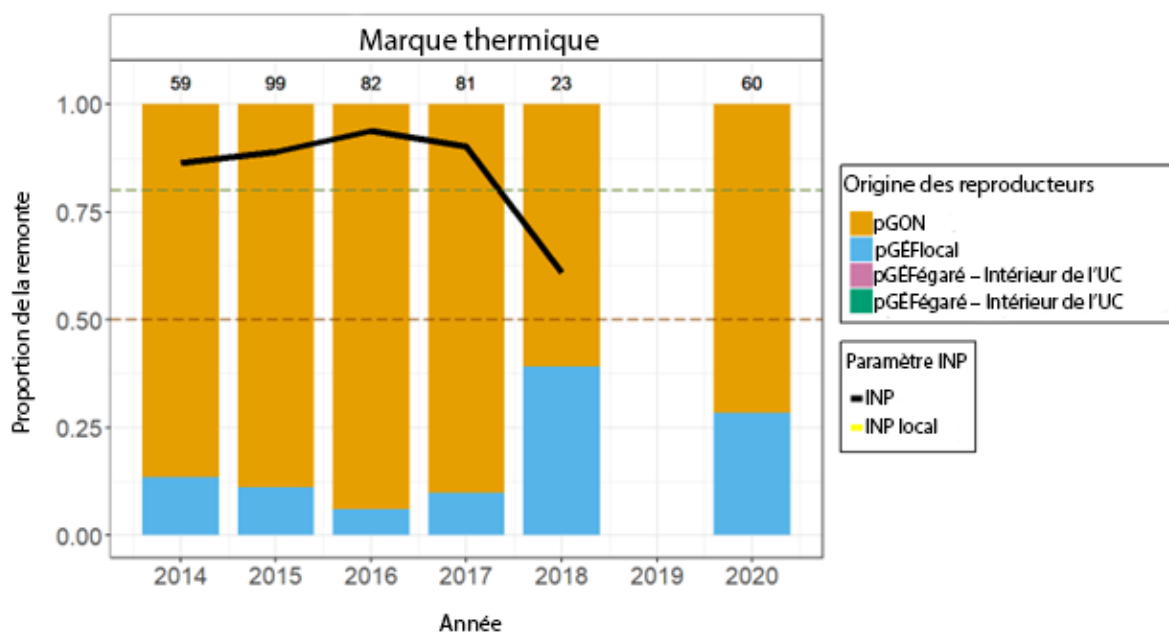


Figure 7.72. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nimpkish entre 2014 et 2020, estimée à partir de la récupération des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGEF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGEF_{égéré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGEF_{égéré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

7.6. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 4₁ À MONTAISON AUTOMNALE

7.6.1. Unité de conservation : CK-03 – Bas Fraser-Montaison automnale

L'UC CK-03 (figure 7.63) contient la rivière Harrison, la population à la plus importante montaison de saumon chinook dans le Fraser. La population sert d'indicateur de l'abondance pour le chinook 4₁ à « montaison automnale » du Fraser et connaît régulièrement des échappées de 50 000 à 100 000 reproducteurs naturels. L'écloserie de la rivière Chehalis met la population en valeur aux fins d'évaluation. Les valeurs moyennes de $pGEF_{égéré}$ et de $pGEF_{égéré, HUC}$ pour cette UC étaient de 0,01, et les valeurs moyennes de l' INP assignaient le type « Intégrée-Sauvage » à la rivière Harrison ($INP > 0,8$).

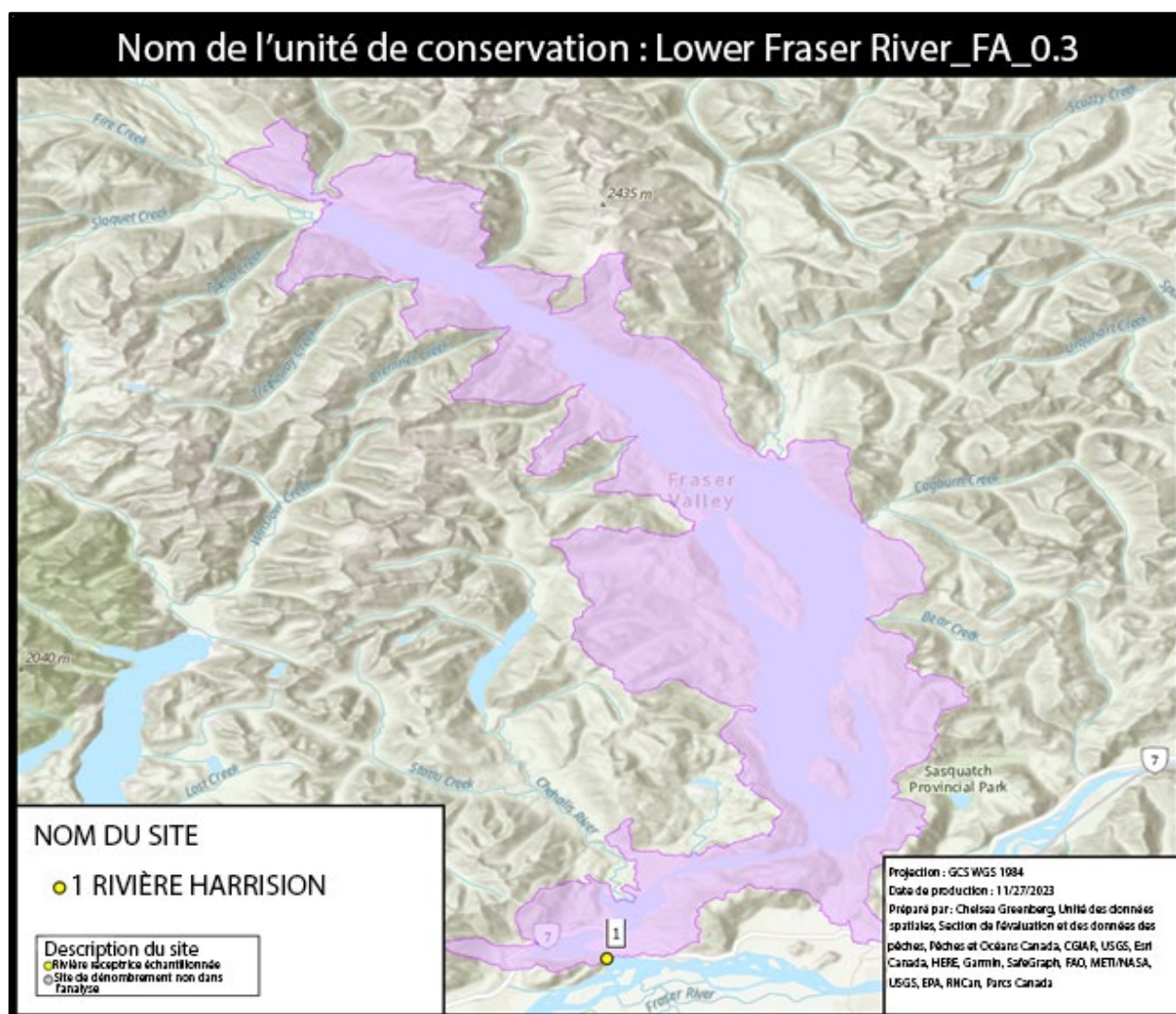


Figure 7.73. Carte des limites de l'unité de conservation CK-03 (Bas Fraser-Montaison automnale), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie de la rivière Chehalis – Stock donneur : rivière Harrison

L'écloserie de la rivière Chehalis met surtout en valeur les stocks de saumon chinook des rivières Chehalis et Harrison. Les chinooks de la rivière Harrison sont mis en valeur et identifiés uniquement par des MMC. Les récupérations étendues des MMC de cette population ont révélé un taux moyen d'égaré de 0,4 % entre 1998 et 2021 (figure 7.64). L'UC ayant un site unique, tous les poissons égarés de la rivière Harrison ont été considérés comme des poissons égarés à l'extérieur de l'UC. Des poissons égarés de la rivière Harrison ont été observés dans la rivière Chilliwack voisine tout au long de la période à l'étude et dans la rivière Stave avant 2004 (tableau D25). Un seul poisson égaré de l'écloserie de la rivière Harrison a été récupéré dans les rivières Campbell/Quinsam en 2010, mais autrement, aucun n'a été détecté à l'extérieur du réseau du Fraser. L'ampleur de l'égaré provenant de la rivière Harrison s'établissait en moyenne à 19 récupérations étendues par année, ce qui donne à penser que les répercussions potentielles de l'égaré dans cette population sont négligeables.

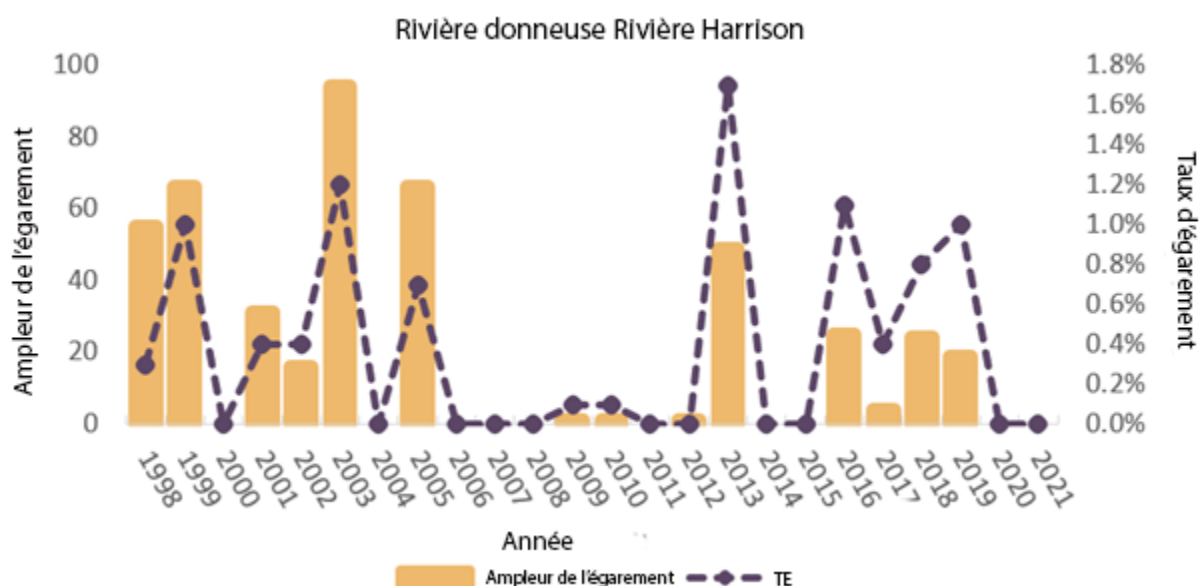


Figure 7.74. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égarément du saumon chinook de l'écloserie de la rivière Harrison, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

Rivière Harrison – Rivière réceptrice

L'échantillonnage des MMC dans la rivière Harrison entre 1998 et 2021 a indiqué des valeurs moyennes faibles de $pG\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}$ de 0,01, avec des valeurs de 0,00 pour 67 % des années (figure 7.65). Des récupérations annuelles régulières de chinooks de la rivière Chilliwack ont été notées dans la rivière Harrison (tableau E51). Cette tendance est prévisible puisque le saumon chinook de la rivière Harrison était la population fondatrice de du stock à montaison d'automne de la rivière Chilliwack. Des saumons chinooks transplantés de la rivière Capilano se sont également égarés dans la rivière Harrison chaque année de 2016 à 2021, culminant à 89 récupérations étendues en 2016. Les poissons égarés de la rivière Stave voisine représentaient de 2 à 11 % des récupérations de poissons d'écloserie entre 2000 et 2005.

Des poissons égarés des réseaux de l'île de Vancouver ont été récupérés quatre années. D'autres de la rivière Cowichan ont été observés en 2013, 2016 et 2018. De plus, on a estimé que 194 poissons égarés étendus du ruisseau Robertson étaient arrivés dans la rivière Harrison en 2017, mais ces valeurs étendues reposaient sur seulement deux récupérations de MMC. Malgré ces observations sporadiques, l'impact génétique potentiel sur la population réceptrice est probablement faible. En tant que plus importante population reproductrice d'origine naturelle en Colombie-Britannique, la population de la rivière Harrison a conservé une *INP* constamment élevée, entre 0,86 et 0,99, avec une moyenne de 0,95, donnant une population de type « Intégrée-Sauvage ».

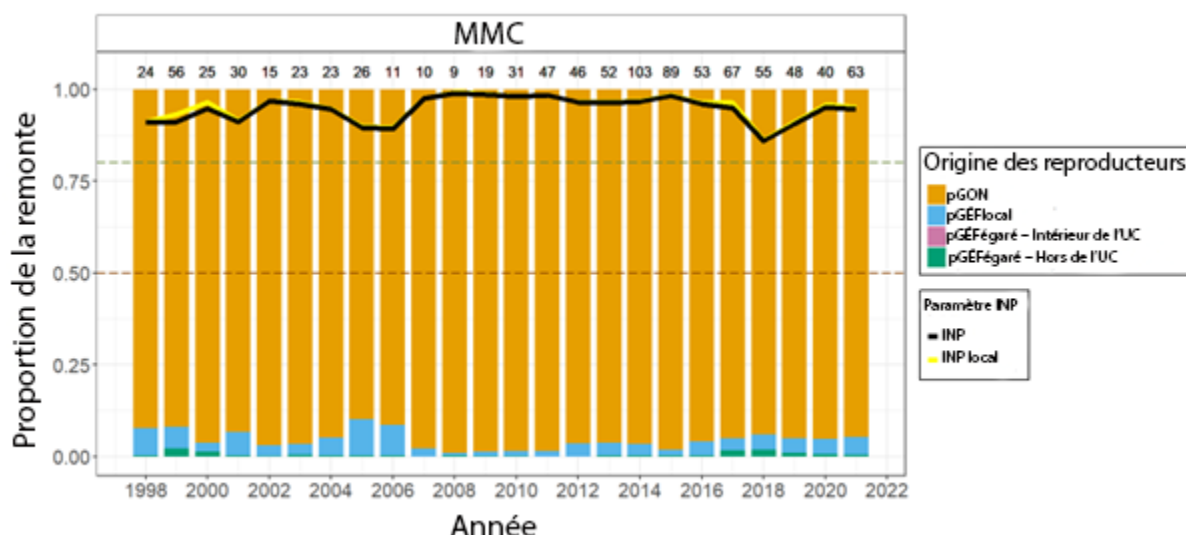


Figure 7.75. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Harrison entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (p_{GON}), de géniteurs d'écloserie locaux ($p_{GÉF_{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($p_{GÉF_{égaré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

7.6.2. Unité de conservation : CK-9006 – Supplément entre UC du Fraser

Deux petits réseaux du bas Fraser ont été mis en valeur sporadiquement entre 1998 et 2021 en tant que populations transplantées entre UC : la rivière Chehalis et la rivière Stave. Ces populations font partie d'une UC distincte (CK-9006), car leur patrimoine génétique est lié à d'autres populations du sud de la Colombie-Britannique. Nous présentons ici un petit sous-ensemble d'années au cours desquelles des MMC ont été récupérées.

La rivière Chehalis a été échantillonnée trois années : 2014, 2017 et 2020. Chacune de ces années, on n'a observé aucune récupération de poisson égaré et l'INP était en moyenne de 0,35, soit une population de type « Intégrée-Écloserie » (tableau E52).

La rivière Stave a été échantillonnée entre 1998 et 2003 et a reçu des poissons égarés pendant cette période. Des poissons égarés de la rivière Harrison ont été récupérés quatre des six années et, en 1999, on a également observé des poissons égarés de la rivière Cowichan, de la rivière Capilano et de la rivière Chilliwack (tableau E53). La moyenne de $p_{GÉF_{égaré}}/p_{GÉF_{égaré}, HUC}$ était de 0,04 et l'INP pour toutes les années indiquait une population de type « Intégrée-Écloserie ».

7.6.3. Unité de conservation : CK-9008 – Transplants à montaison automnale Fraser-Harrison

L'unité de conservation CK-9008 (Transplants à montaison automnale Fraser-Harrison) est composée de la population transplantée de la rivière Chilliwack, fondée à partir de saumons chinooks à montaison automnale de la rivière Harrison (figure 7.66). Cette population est soutenue par une mise en valeur continue par l'écloserie de la rivière Chilliwack et est marquée à la fois par des MMC et des marques thermiques. Les moyennes de $p_{GÉF_{égaré}}$ et de $p_{GÉF_{égaré}, HUC}$ pour cette population/UC étaient de 0,00, et les valeurs moyennes de l'INP indiquaient une population de type « Intégrée-Écloserie » ($INP < 0,50$).

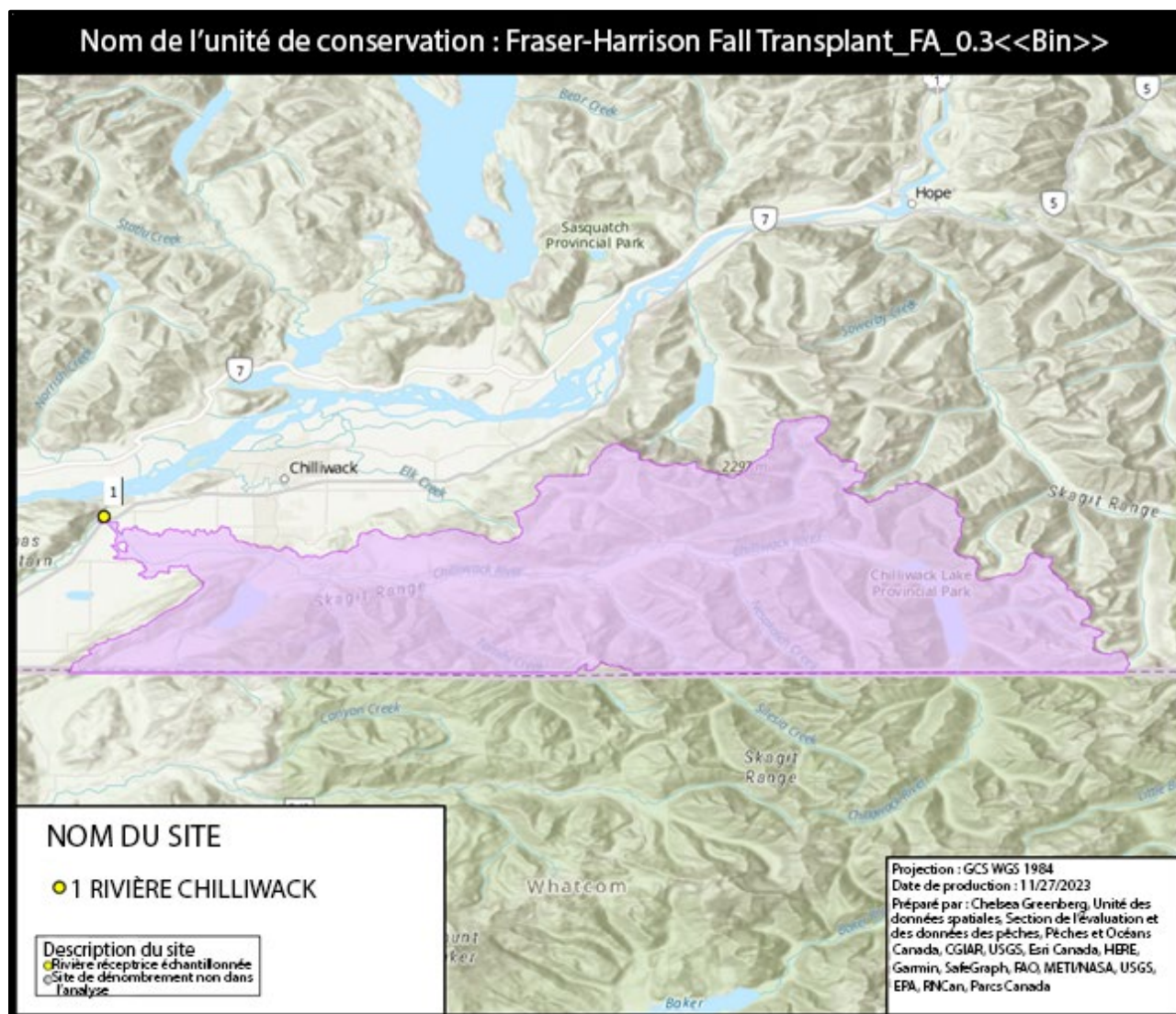


Figure 7.76. Carte des limites de l'unité de conservation CK-9008 (transplants à montaison automnale Fraser-Harrison), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie de la rivière Chilliwack – Stock donneur : rivière Chilliwack

Population à montaison automnale

Les saumons chinooks 4₁ à montaison automnale de la rivière Chilliwack sont mis en valeur à des fins d'évaluation et pour offrir des possibilités accrues de pêche en mer et en eau douce. La population était marquée à l'aide de MMC et de marques thermiques autrefois, mais les données des MMC étaient disponibles pour toute la période de l'étude.

Les données des MMC de 1998 à 2021 ont révélé un faible taux moyen d'égaré de 0,7 % et une grande ampleur avant 2004 (figure 7.67). La plupart de ces poissons égarés ont été récupérés dans la rivière Harrison voisine (tableau D26). Comme ils ont été observés dans leur population génétique fondatrice et que les remontes de poissons d'origine naturelle sont régulièrement abondantes dans la rivière Harrison, les répercussions potentielles de cette relation avec des poissons égarés d'écloserie sont probablement faibles. L'ampleur de l'égaré observée à partir des chinooks de la rivière Chilliwack porteurs de MMC s'établissait en moyenne à 174 par année. On a récupéré des poissons égarés remontant dans les rivières Campbell/Quinsam en 2007 et 2008, dans la rivière Puntledge en

2007 et dans la rivière Stave entre 1998 et 2000. Aucun autre poisson égaré de la rivière Chilliwack n'a été observé dans les échantillons de MMC de 1998 à 2021.

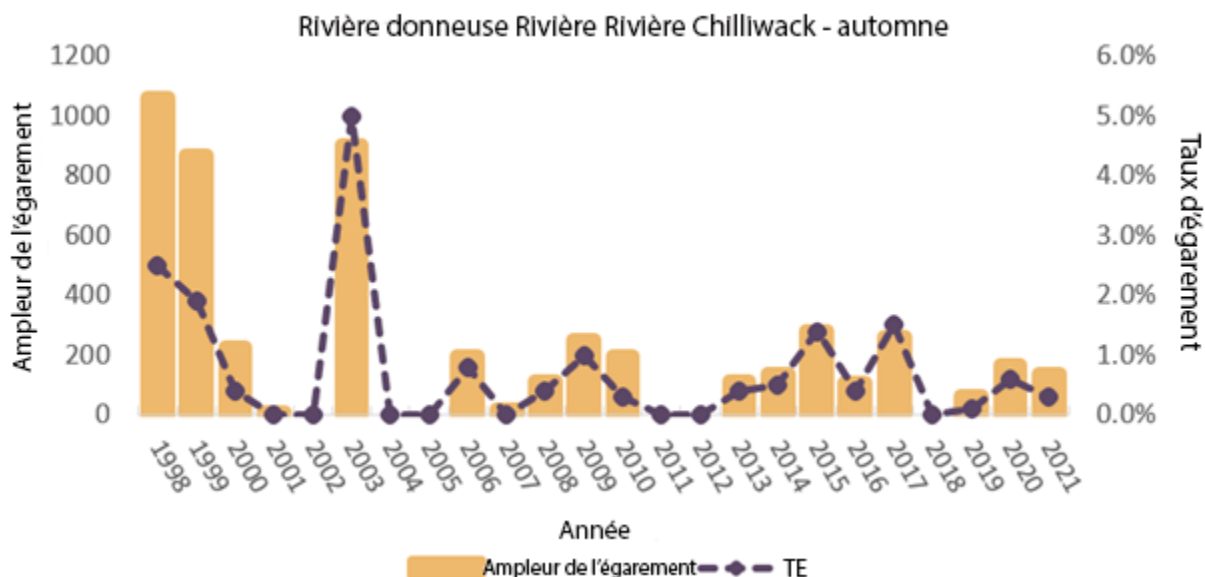


Figure 7.77. Tendances temporelles du taux et de l'ampleur de l'égaré du saumon chinook à montaison automnale de l'écloserie de la rivière Chilliwack, calculées à partir de la récupération des MMC dans les réseaux échantillonnés du sud de la Colombie-Britannique.

La récupération des marques thermiques de 1998 à 2013 n'a révélé que trois années au cours desquelles des saumons chinooks à montaison automnale de la rivière Chilliwack ont été récupérés à titre de saumons égarés (tableau D27), dans les rivières Campbell/Quinsam en 2007 et dans la rivière Nitinat en 2011 et 2013. Dans chacun de ces cas, on n'a observé et étendu qu'un seul poisson égaré de la rivière Chilliwack.

Population à montaison estivale

En plus des saumons chinooks à montaison automnale transplantés, l'écloserie de la rivière Chilliwack met en valeur une population de saumons chinooks 5₂ transplantés, fondée à partir de stocks de géniteurs recueillis dans plusieurs cours d'eau du haut Fraser (notamment la rivière Quesnel, la rivière Chilko, le ruisseau Slim, la rivière Bowron et le ruisseau Finn). Cette population est mise en valeur afin d'offrir des possibilités de pêche récréative en eau douce dans les rivières Vedder et Chilliwack. Durant la période de notre analyse, cette population n'a pas été marquée par des MMC ou des marques thermiques et, par conséquent, nous ne pouvons pas décrire les tendances du taux d'égaré. Il s'agit d'une source de risque qui n'est actuellement pas prise en compte dans les cours d'eau du sud de la Colombie-Britannique, et il est recommandé de marquer et de surveiller cette population à l'avenir. Les saumons chinooks transplantés s'égaré probablement davantage que les populations non transplantées (Candy et Beacham 2000). Cependant, les progrès récents en identification génétique des stocks au moyen de polymorphismes mononucléotidiques peuvent maintenant différencier la population à montaison estivale de ses stocks fondateurs du haut Fraser avec un taux de succès de 90 % (Beacham *et al.* 2021). De plus, le marquage fondé sur la filiation du stock de géniteurs à montaison estivale de la rivière Chilliwack a lieu depuis l'année d'éclosion 2019 et ce type de marque permettra d'identifier les éventuels poissons égarés lors de leur montaison.

Rivière Chilliwack – Rivière réceptrice

Population à montaison automnale

L'échantillonnage des MMC entre 1998 et 2021 a indiqué un égarement annuel faible, mais constant dans la rivière Chilliwack à partir des réseaux du bas Fraser (figure 7.68); la valeur de $pGÉF_{\text{égéré}}$ n'a cependant jamais dépassé 0,01 par année. Entre 1998 et 2004, lorsque des MMC étaient posées sur les chinooks de la rivière Stave, on a observé certains de ces poissons dans les échappées de la rivière Chilliwack. On a également observé des saumons chinooks de la rivière Harrison de façon sporadique entre 2003 et 2019. À partir de l'année d'éclosion 2013, des chinooks de la rivière Chilliwack ont été transplantés dans la rivière Capilano et, depuis 2016, certains s'égarent dans la rivière Chilliwack. Cette relation est prévisible et concorde avec l'observation, formulée par d'autres auteurs, d'une affinité faible, mais constante avec le site ancestral si une population est élevée à un endroit différent de celui où elle est relâchée (Hard et Heard 1999). Les poissons égarés provenant d'UGS éloignées venaient sporadiquement des éclosiers du ruisseau Spius, de la rivière Cowichan, du ruisseau Robertson et des États-Unis au cours des 24 années de la période (tableau E55).

Des échantillons de marques thermiques étaient disponibles de 1998 à 2011 et indiquaient un égarement négligeable dans les échappées de la rivière Chilliwack (moyenne de $pGÉF_{\text{égéré}} = 0,00$; figure 7.68). Des poissons égarés du ruisseau Robertson, un cours d'eau éloigné, ont été récupérés en 2004 et en 2006, mais ils ne contribuaient pas de façon importante aux échappées de ces années (tableau E54). Aucune autre récupération de marque thermique de poisson égaré n'a été effectuée au cours de cette période.

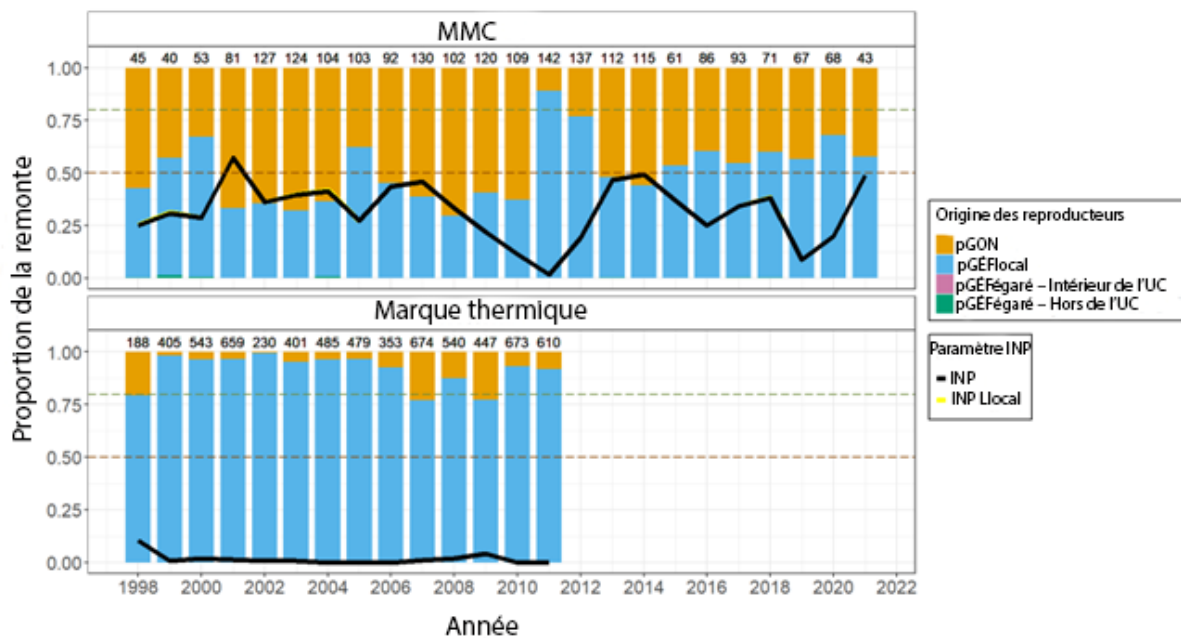


Figure 7.78. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Chilliwack entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC et des marques thermiques. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{\text{local}}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égéré}} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{\text{égéré}} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC ou des otolithes examinés est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

7.7. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 4₂ À MONTAISON PRINTANIÈRE

7.7.1. Unité de conservation : CK-17 – Basse Thompson

Le bassin de la rivière Thompson, le plus grand du Fraser, est divisé en trois sous-bassins : la basse Thompson, la Thompson Sud et la Thompson Nord. Dans la région de la basse Thompson (CK-17, figure 7.69), trois affluents proches et reliés, la rivière Nicola, le ruisseau Spius et la rivière Coldwater, sont mis en valeur à l'écloserie du ruisseau Spius et représentent environ 69 % de l'échappée moyenne totale dans l'UC. Ces trois populations étaient historiquement marquées par des MMC. Les moyennes de $pGÉF_{\text{égéré}}$ et de $pGÉF_{\text{égéré, HUC}}$ pour cette UC sont toutes deux de 0,00 et les valeurs moyennes de l' INP indiquent que les trois populations échantillonnées étaient de type « Intégrée-Transition » (INP comprise entre 0,50 et 0,80). Selon notre définition de l'égaré pour les réseaux du Fraser (section 2), un saumon chinook ne s'est égaré que s'il est récupéré à l'extérieur de son sous-bassin d'origine. Pour notre travail, l'UC et le sous-bassin sont essentiellement synonymes, c'est-à-dire que les poissons récupérés ne sont pas considérés comme égarés s'ils sont récupérés dans la même UC ou le même sous-bassin. L'égaré au niveau des affluents est encore décrit dans les annexes.

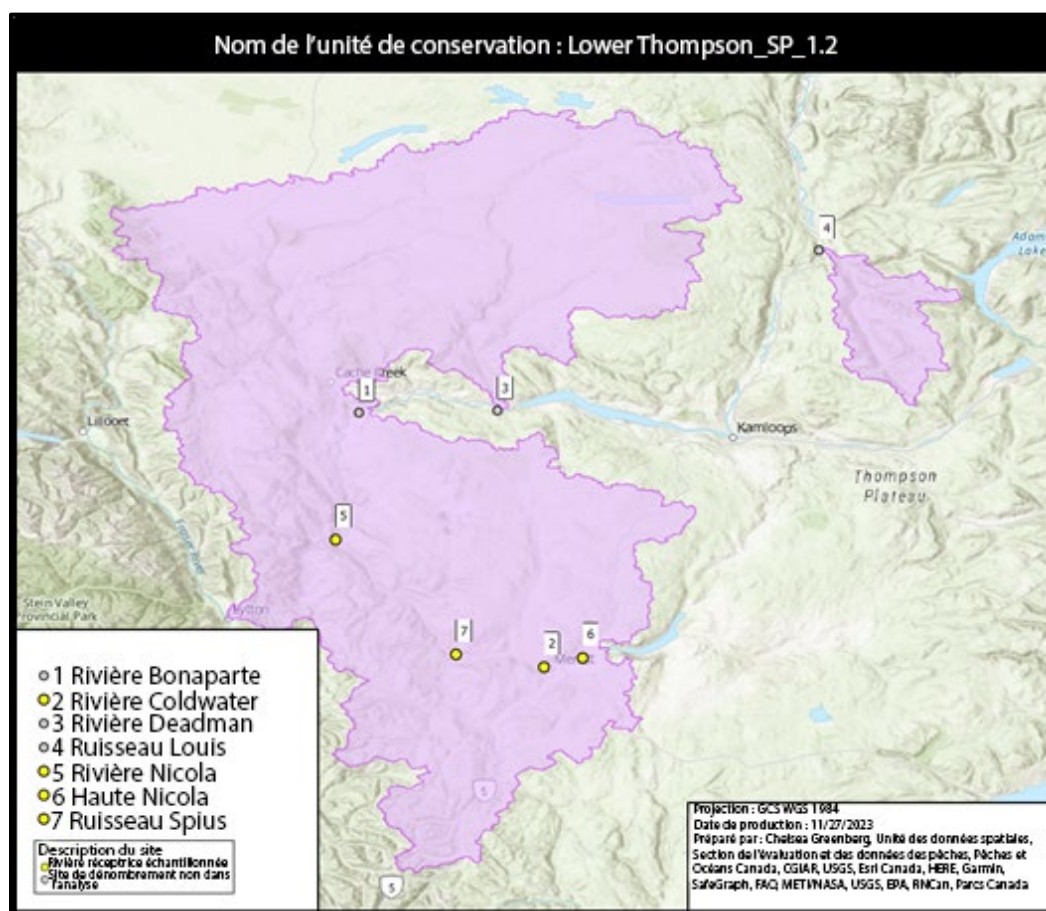


Figure 7.79. Carte des limites de l'unité de conservation CK-17 (basse Thompson), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie du ruisseau Spius – Stock donneur : rivière Nicola

Les saumons chinooks de la rivière Nicola, mis en valeur à l'écloserie du ruisseau Spius, sont marqués par des MMC pour l'évaluation du chinook 4₂ à montaison printanière de la basse Thompson. De 1998

à 2003, des récupérations étendues de MMC provenant de la population de la rivière Nicola ont eu lieu dans le ruisseau Spius et la rivière Coldwater, deux cours d'eau voisins, tous des affluents du sous-bassin de la basse Thompson (tableau D28). On n'a pas récupéré de saumon chinook de la rivière Nicola dans ces affluents après 2003.

Rivière Nicola – Rivière réceptrice

Tous les poissons non locaux récupérés dans la rivière Nicola entre 1998 et 2021 provenaient des affluents de la basse Thompson (tableau E56). On a observé des récupérations du ruisseau Spius entre 1999 et 2001, correspondant aux quelques années où des MMC ont été appliquées à cette population (années d'éclosion 1995 à 1997). De même, des MMC de la rivière Coldwater voisine ont été observées toutes les années, sauf une, entre 1998 et 2004, correspondant à l'application sporadique de MMC entre les années d'éclosion 1994 et 2000. Enfin, une seule récupération de MMC, représentant quatre poissons étendus de la rivière Deadman (un autre affluent du bassin de la basse Thompson), a été observée en 2001, s'égarant dans la rivière Nicola. Aucune récupération de poisson égaré n'a eu lieu dans la rivière Nicola depuis 1998. Les valeurs de $pGÉF$ pour le chinook de la rivière Nicola se situaient entre 0,05 et 0,74 de 1998 à 2021. L' INP était en moyenne de 0,70, mais a fluctué régulièrement entre les désignations « Intégrée-Transition » et « Intégrée-Sauvage » entre 1998 et 2021 (figure 7.70).

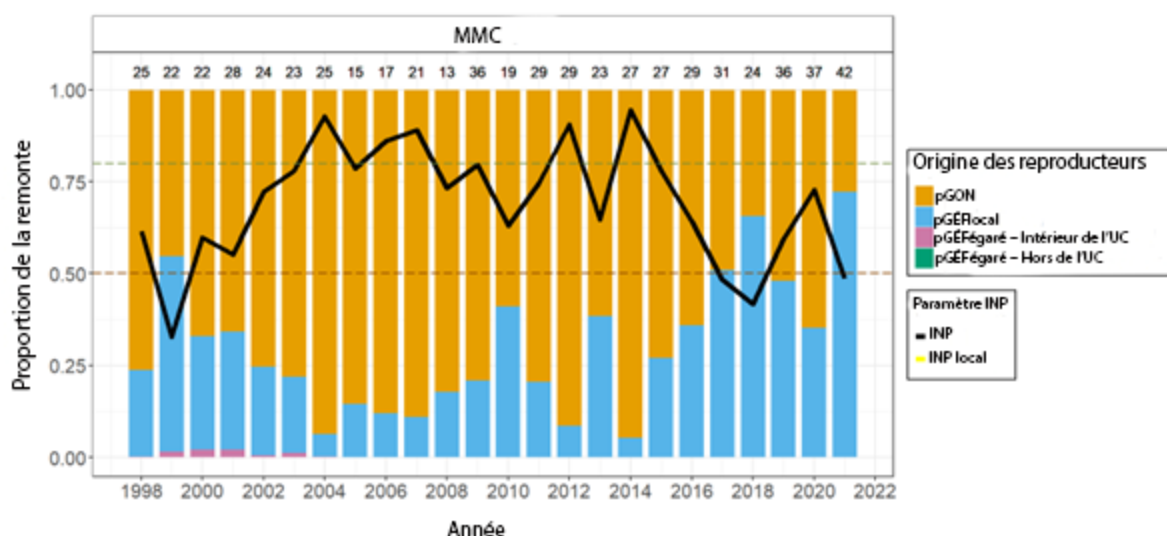


Figure 7.80. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Nicola entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Écloserie du ruisseau Spius – Stocks donneurs : ruisseau Spius et rivière Coldwater

L'écloserie du ruisseau Spius a historiquement mis en valeur deux populations de l'UC CK-17 pour atteindre des objectifs de rétablissement : le ruisseau Spius et la rivière Coldwater. Les données des MMC du ruisseau Spius et de la rivière Coldwater ont été analysées de 1998 à 2002, lorsque des récupérations de poissons égarés étaient régulièrement observées dans les rivières Coldwater et Nicola voisines. En 2000, à l'extérieur du sous-bassin de la basse Thompson, un seul saumon chinook du ruisseau Spius a été trouvé dans la rivière Chilliwack, représentant 22 chinooks étendus.

Les données des MMC pour la rivière Coldwater de 1998 à 2004 montrent un égarement régulier dans les réseaux du ruisseau Spius et de la rivière Nicola, mais aucun poisson égaré n'a été observé à l'extérieur de la basse Thompson.

Ruisseau Spius et rivière Coldwater – Rivières réceptrices

La population de saumons chinooks du ruisseau Spius est mise en valeur depuis le milieu des années 1980, mais les données des MMC n'étaient disponibles dans la base de données des EPAD qu'entre 1998 et 2004. Pendant cette période, on a régulièrement observé des chinooks des rivières Coldwater et Nicola (tableau E57). En 2000, 61 récupérations étendues de chinooks de la basse Shuswap ont été observées, mais c'est le seul cas où l'on a récupéré des poissons égarés de l'extérieur de l'UC. Étant donné que les saumons chinooks du ruisseau Spius n'ont pas été marqués constamment durant cette période, il n'a pas été possible de calculer avec exactitude les valeurs de $pGÉF$ et de l' INP . Au cours de la même période, on a échantillonné la rivière Coldwater pour déceler les MMC et on a constaté la présence de poissons égarés de la rivière Nicola et du ruisseau Spius au cours d'une année d'échantillonnage pour chaque cours d'eau. Aucun poisson égaré de l'extérieur de l'UC n'a été observé.

7.8. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 4₁ À MONTAISON ESTIVALE

7.8.1. Unité de conservation : CK-15 – Rivière Shuswap

L'UC CK-15 (rivière Shuswap) est située dans la région de la Thompson Sud, dans l'intérieur du sud de la Colombie-Britannique, et englobe trois tronçons de la rivière : la basse Shuswap, la moyenne Shuswap et la haute Shuswap (figure 7.71). La mise en valeur en éclosérie est réalisée pour les populations de saumons chinooks de la basse Shuswap et de la moyenne Shuswap par l'éclosérie des chutes de Shuswap afin de respecter les obligations du Traité sur le saumon du Pacifique en matière d'évaluation. Ces deux populations sont marquées à l'aide de MMC. La moyenne de $pGÉF_{\text{égaré}}$ pour les deux populations dans cette UC était de 0,01 et celle de $pGÉF_{\text{égaré, HUC}}$ était de 0,00 entre 1998 et 2021. Les valeurs moyennes de l' INP indiquaient la présence d'une population de type « Intégrée-Transition » (INP comprise entre 0,50 et 0,80) et d'une population de type « Intégrée-Sauvage » ($INP > 0,8$) dans l'UC.

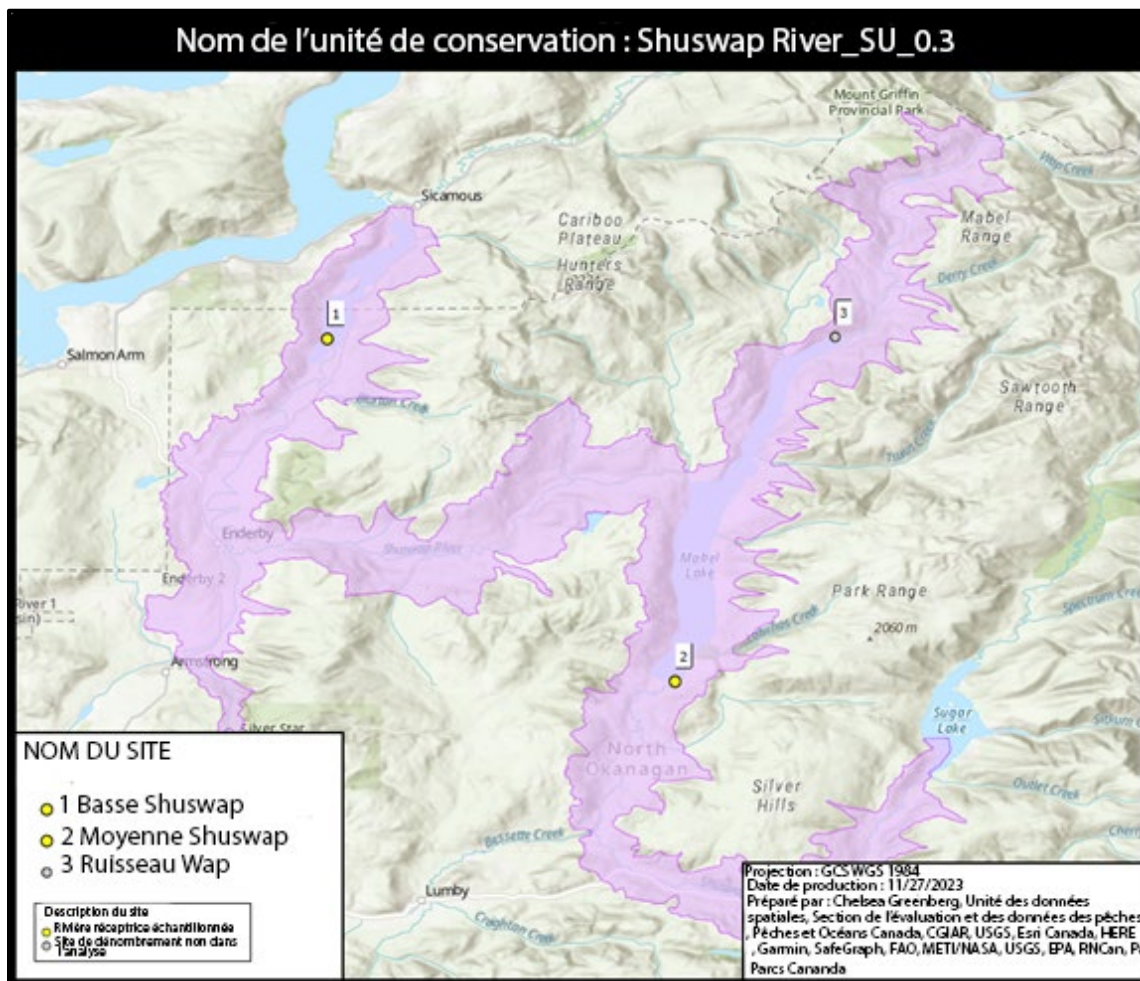


Figure 7.81. Carte des limites de l'unité de conservation CK-15 (rivière Shuswap), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

Écloserie des chutes de Shuswap – Stocks donneurs : basse Shuswap et moyenne Shuswap

L'écloserie des chutes de Shuswap met en valeur le saumon chinook de la basse Shuswap et de la moyenne Shuswap. Chaque population est élevée et marquée séparément, mais les poissons des deux populations récupérés dans les deux tronçons de la rivière ont été désignés comme étant revenus dans leur cours d'eau natal. On n'a observé des récupérations étendues de MMC provenant de la basse Shuswap que dans la basse Shuswap et dans la moyenne Shuswap entre 1998 et 2021, à l'exception de deux récupérations représentant 61 chinooks étendus qui se sont égarés dans le ruisseau Spius en 2000 (tableau D29). On a régulièrement récupéré des saumons chinooks d'écloserie de la moyenne Shuswap dans un affluent de la basse Shuswap (tableau D30), mais aucun n'a été observé entre 1998 et 2021. Comme les autres populations dans le bassin de la rivière Thompson, la rivière Shuswap semble présenter un faible risque de donner des poissons égarés à une autre population du sud de la Colombie-Britannique.

Basse et moyenne Shuswap – Rivières réceptrices

La basse Shuswap a reçu des poissons égarés provenant de l'extérieur de l'affluent, principalement de la moyenne Shuswap proche, et la valeur de $pGÉF_{\text{égaré}}$ était négligeable sur la série chronologique (figure 7.72). Il est évident, d'après les données de récupération des MMC, que l'échange génétique entre les affluents de la basse et de la moyenne Shuswap intervient probablement régulièrement. Des

MMC de ce réseau ont été récupérées en 1998, 2000, 2001, 2004 et chaque année entre 2012 et 2021 (tableau E59).

Des MMC de la rivière Salmon/TMNS, proche (mais non à l'intérieur de l'UC) ont été observées entre 1998 et 2002, en 2005 et 2010. Les récupérations de MMC de la rivière Salmon/TMNS dans la basse Shuswap n'étaient possibles que jusqu'en 2012, car le marquage de cette population par des MMC a cessé en 2008. Les seuls autres poissons égarés observés à l'extérieur de l'UC dans la basse Shuswap ont été récupérés entre 1999 et 2001 et en 2017; ils provenaient de la rivière Cowichan. La valeur de $pGÉF_{local}$ dans la basse Shuswap se situait entre 0,03 et 0,19 de 1998 à 2021, avec une INP de 0,89 en moyenne sur la série chronologique. Les valeurs annuelles ne sont pas descendues en dessous de 0,75, ce qui indique que le réseau a conservé une désignation de type « Intégrée-Sauvage » la plupart des années depuis 1998.

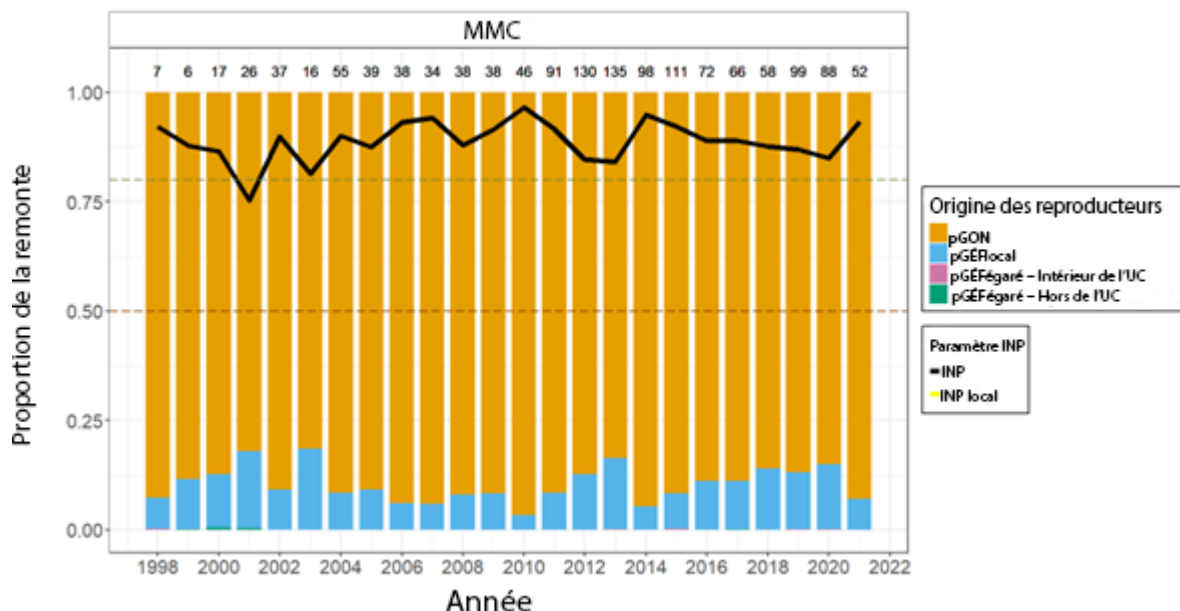


Figure 7.82. Origine des géniteurs remontant dans la basse Shuswap entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux ($pGON$), de géniteurs d'écloserie locaux ($pGÉF_{local}$), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré} - \text{Intérieur de l'UC}$) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC ($pGÉF_{égaré} - \text{Hors de l'UC}$) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l' INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l' INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : $INP \geq 0,80$; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : $INP < 0,5$.

Les échappées de saumon chinook dans la moyenne Shuswap sont bien inférieures à celles observées dans la basse Shuswap. Les seuls poissons égarés récupérés dans ce réseau entre 1998 et 2021 provenaient de la basse Shuswap; les récupérations se sont produites 14 des 24 années (tableau E60). La valeur de $pGÉF_{local}$ était toujours élevée dans la moyenne Shuswap, probablement en raison de sa proximité avec l'écloserie, et variait de 0,05 à 0,91 sur la série chronologique (figure 7.73). L' INP fluctuait entre 0,09 et 0,95, passant d'une période de faible valeur entre 1998 et 2006 à une ère moderne où les valeurs récentes indiquent une population de type « Intégrée-Transition ».

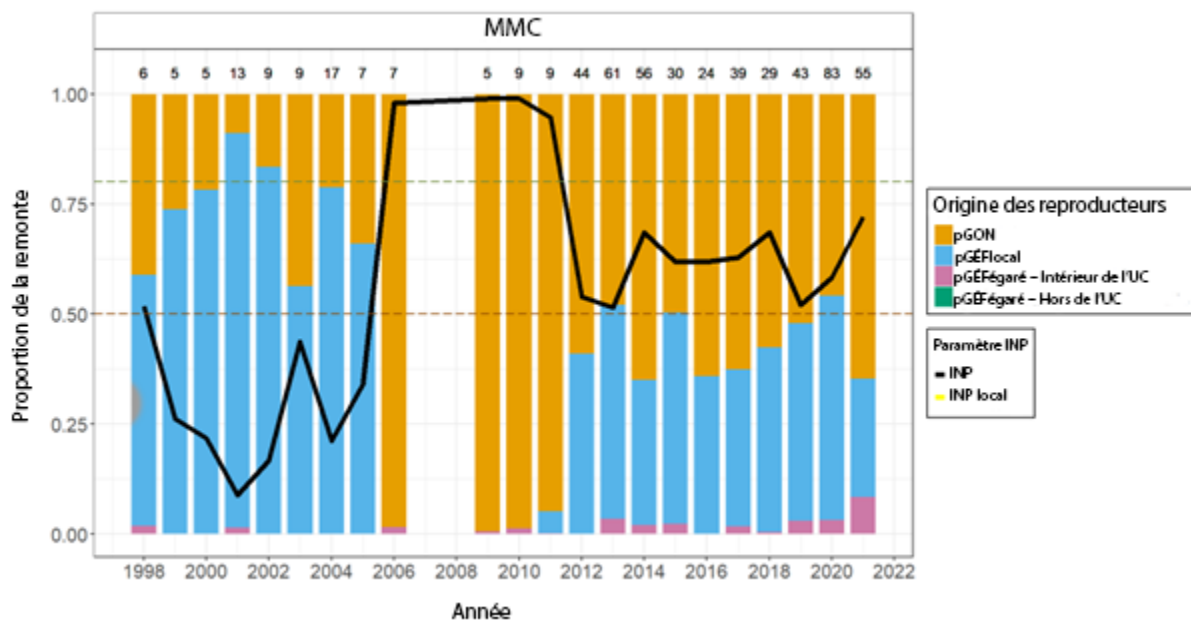


Figure 7.83. Origine des géniteurs remontant dans la moyenne Shuswap entre 1998 et 2021, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

7.8.2. Unité de conservation : CK-07 – Marécage Maria

Le marécage Maria est une UC à un seul site, en amont de la rivière Harrison (figure 7.74). C'est la seule population de saumons chinooks du bas Fraser de type 4₁ à montaison estivale. La population a été périodiquement mise en valeur depuis 1996 dans l'écloserie de la rivière Chehalis, mais les données des échantillons des MMC n'étaient disponibles qu'entre 2000 et 2003. Aucun poisson égaré n'a été observé durant ces années et les saumons chinooks d'origine naturelle du marécage Maria sont en majorité revenus dans leur cours d'eau natal toutes les années, sauf en 2001 (figure 7.75, tableau E61). La valeur de pGÉF_{local} variait de 0,05 à 0,60 et l'INP de 0,11 à 0,64, fluctuant entre une désignation de type « Intégrée-Écloserie » et de type « Intégrée-Transition ». À l'heure actuelle, la mise en valeur vise un objectif de conservation.

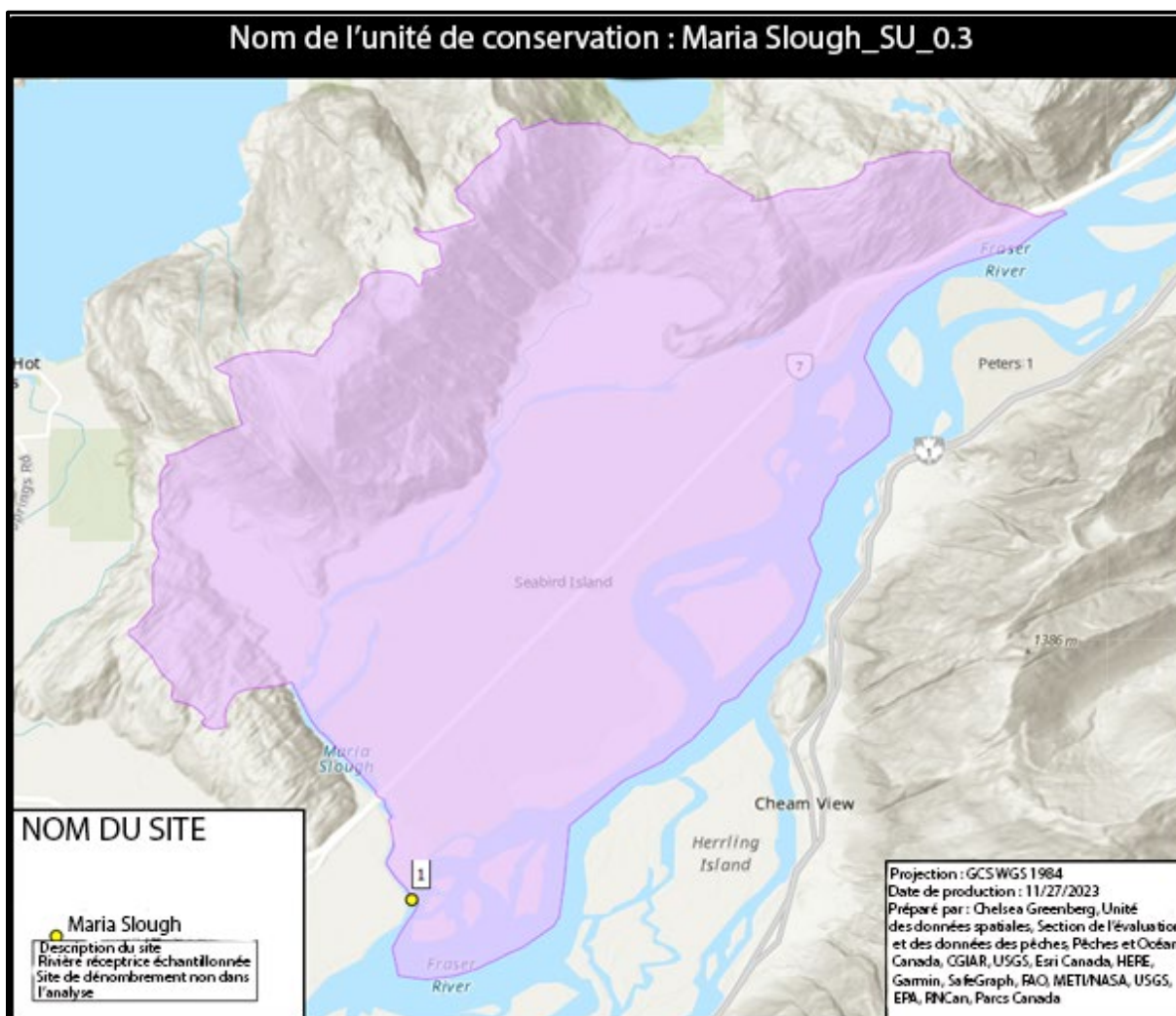


Figure 7.84. Carte des limites de l'unité de conservation CK-07 (marécage Maria), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

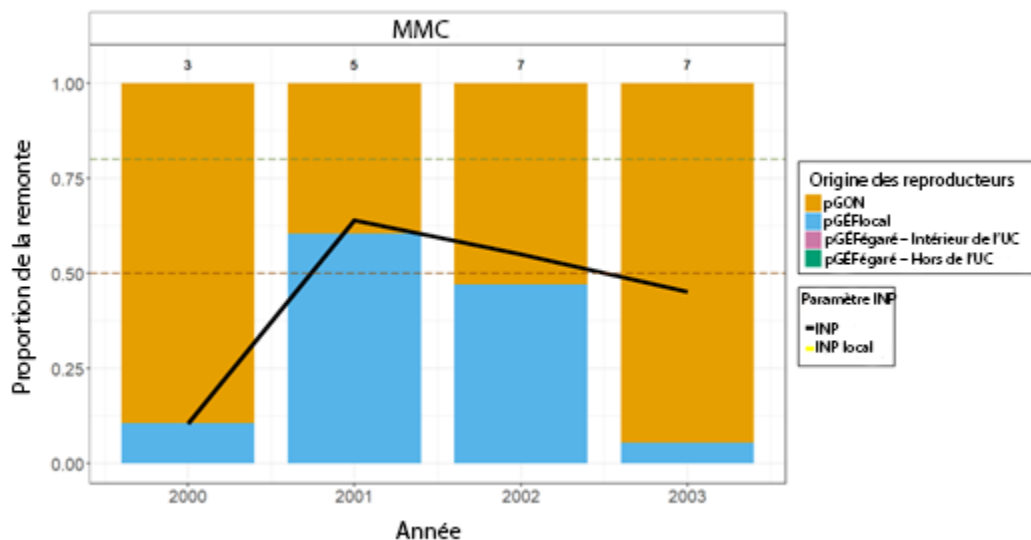


Figure 7.85. Origine des géniteurs remontant dans le marécage Maria entre 2000 et 2003, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égaré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

7.9. UNITÉ DE GESTION DES STOCKS : SAUMON CHINOOK DU FRASER 5₂ À MONTAISON ESTIVALE

7.9.1. Unité de conservation : CK-14 – Thompson Sud-montaison estivale (1.3)

Dans l'UC CK-14 (Thompson Sud-montaison estivale [1.3]), le saumon chinook est surtout présent dans les rivières Salmon et Eagle, avec de plus petites populations dans la rivière Seymour et le ruisseau Scotch (figure 7.76). Dans cette analyse, nous ne présentons que les données pour la rivière Salmon/TMNS. Cette rivière rejoint le lac Shuswap au sud de l'entrée dans la basse Shuswap, près de la ville de Salmon Arm, en Colombie-Britannique. La population était autrefois mise en valeur par le PMVS à l'écloserie de la rivière Eagle, mais elle est maintenant complétée par l'écloserie du ruisseau Spius. Elle a été marquée par des MMC jusqu'à l'année d'éclosion 2008. Pendant cette période, aucun poisson égaré n'a été récupéré (tableau E62). La valeur de pGÉF_{local} était relativement faible entre 1998 et 2012, avec une moyenne de 0,29 et un pic de 0,44 en 1999 et 2002 (figure 7.77). Les valeurs de l'INP étaient en moyenne de 0,72 pendant cette période, fluctuant entre 0,56 et 0,94. À l'heure actuelle, cette population est désignée comme étant de type « Intégrée-Transition » (INP comprise entre 0,50 et 0,80).

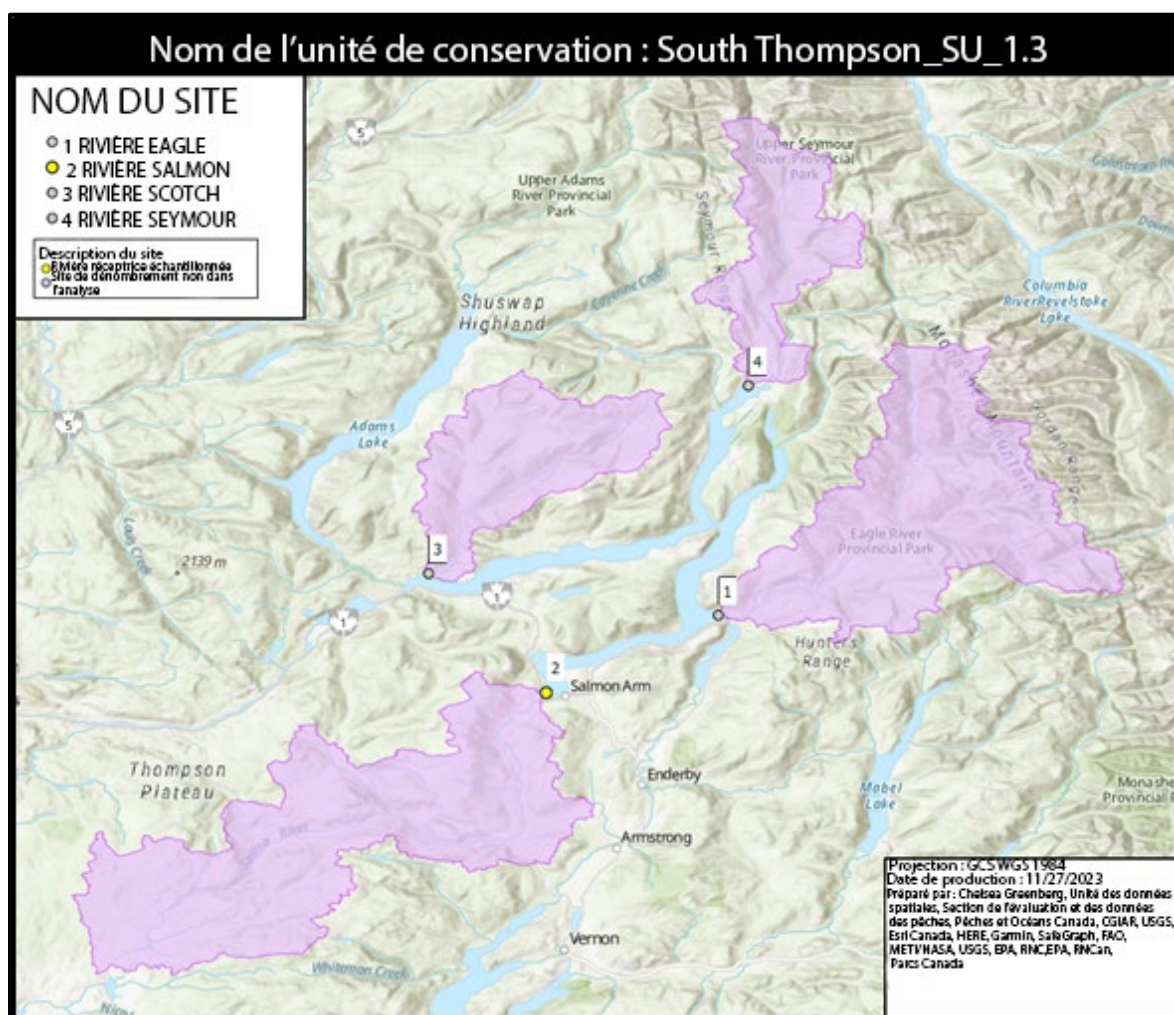


Figure 7.86. Carte des limites de l'unité de conservation CK-14 (Thompson Sud-Montaison estivale [1.3]), avec tous les sites d'échantillonnage de saumon chinook enregistrés dans le NuSEDS depuis 1953. Les rivières réceptrices utilisées dans la présente analyse sont indiquées en jaune.

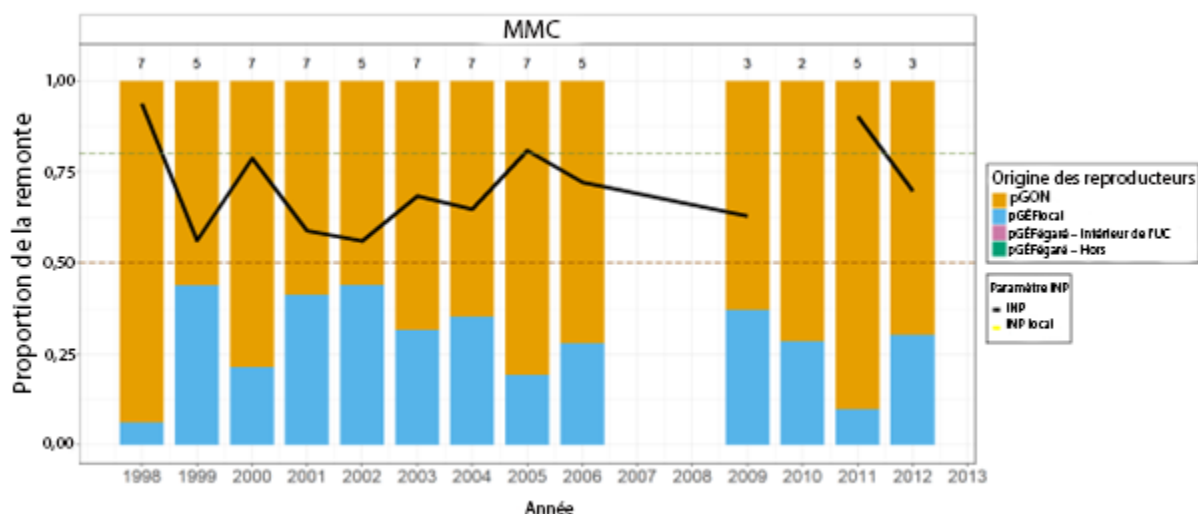


Figure 7.87. Origine des géniteurs remontant dans la rivière Salmon/TMNS entre 1998 et 2012, estimée à partir de la récupération des MMC. Les proportions de géniteurs d'origine naturelle locaux (pGON), de géniteurs d'écloserie locaux (pGÉF_{local}), de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'intérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Intérieur de l'UC) et de géniteurs égarés d'écloserie provenant de l'extérieur de l'UC (pGÉF_{égéré} – Hors de l'UC) sont décrites par année. La taille de l'échantillon annuel, non étendu, des MMC examinées est décrite au-dessus de chaque année. Les estimations de l'influence naturelle proportionnelle (INP) et de l'INP provenant des géniteurs locaux seulement (INP_{local}) sont décrites par les lignes noires et jaunes, respectivement. Les points de référence pour les désignations de l'INP sont tirés de Withler et al. (2018) : Intégrée-Sauvage : INP ≥ 0,80; Intégrée-Transition : INP entre 0,50 et 0,80; Intégrée-Écloserie : INP < 0,5.

8. REMERCIEMENTS

Nous tenons à remercier Jeff Till et Sue DiNovo, les principaux coordonnateurs du laboratoire des marques thermiques dirigé par la Première Nation Uchucklesaht à Port Alberni, et en particulier Judy Joseph et Susan Cootes, deux lecteurs de longue date d'otolithes. De plus, nous tenons à remercier tous les partenaires des Premières Nations de la Colombie-Britannique qui ont prélevé des échantillons et contribué à l'estimation des échappées. Nos remerciements vont également à Cheryl Lynch (biologiste, Programme de mise en valeur des salmonidés du MPO), qui nous a fourni des données sur les MMC à partir de la base de données sur la planification et d'évaluation de la mise en valeur des EPAD (EPAD), et à Gayle Brown (biologiste, Comité technique du saumon chinook du MPO), qui nous a fourni des données du Programme de récupération des marques (PRM) et les bases de données RMIS (Regional Mark Information System, système d'information régional sur les marques). Enfin, nous tenons à remercier Marc Labelle pour sa consultation sur le projet et l'examen de ce document.

9. RÉFÉRENCES CITÉES

- Anderson, J.H., Warheit, K.I., Craig, B.E., Seamons, T.R., and Haukenes, A.H. 2020. A review of hatchery reform science in Washington State. Final Report to the Washington Fish and Wildlife Commission. 168 pp.
- Arkoosh, M.R., Strickland, S., VanGaest, A., Ylitalo, G.M., Johnson, L., Yanagida, G.K., Collier, T.K., Dietrich, J.P. 2011. Trends in organic pollutants and lipids in juvenile Snake River spring Chinook salmon with different outmigrating histories through the lower Snake and middle Columbia rivers. *Sci. Total Environ.* 409(23): 5086–5100.
- Araki, H., Berejikian, B.A., Ford, M.J., and Blouin, M.S. 2008. Fitness of hatchery-reared salmonids in the wild. *Evolut. App.* 1(2): 342–355.

-
- Beacham, T.D., Wallace, C., MacConnachie, C., Jonsen, K., McIntosh, B., Candy, J.R., and Withler, R.E. 2017. Population and individual identification of Chinook salmon in British Columbia through parentage-based tagging and genetic stock identification with single nucleotide polymorphisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 75(7): 1096–1105.
- Beacham, T.D., Wallace, C., Jonsen, K., McIntosh, B., Candy, J.R., Willis, D., Lynch, C., and Withler, R.E. 2019. Variation in migration pattern, broodstock origin, and family productivity of coho salmon hatchery populations in British Columbia, Canada, derived from parentage-based tagging. *Ecol. Evolut.* 9(17): 9891–9906.
- Beacham, T.D., Wallace, C., Jonsen, K., Sutherland, B.J.G., Gummer, C., and Rondeau, E.B. 2021a. Estimation of conservation unit and population contribution to Chinook salmon mixed-stock fisheries in British Columbia, Canada, using direct DNA sequencing for single nucleotide polymorphisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 78(10): 1422–1434.
- Beacham, T.D., Wallace, C., Jonsen, K., McIntosh, B., Candy, J.R., Horst, K., Lynch, C., Willis, D., Luedke, W., Kearey, L., and Rondeau, E.B. 2021b. [Parentage-based tagging combined with genetic stock identification is a cost-effective and viable replacement for coded-wire tagging in large-scale assessments of marine Chinook salmon fisheries in British Columbia, Canada.](#) *Evolut. App.* 14(5): 1365–1389.
- Beacham, T.D., Jonsen, K., Sutherland, B.J.G., Ramshaw, B., and Rondeau, E.B. 2022. Parentage-based tagging and genetic stock identification applied to assessment of mixed-stock fisheries and hatchery broodstocks for Chinook salmon in British Columbia, Canada. *Fish. Res.* 253: 1063–1069.
- Bett, N.N., Hinch, S.G., Burnett, N.J., Donaldson, M.R., and Naman, S.M. 2017. [Causes and Consequences of Straying into Small Populations of Pacific Salmon.](#) *Fisheries.* 42(4): 220–230.
- Brown, G.S., Baillie, S.J., Thiess, M.E., Bailey, R.E., Candy, J.R., Parken, C.K., et Willis, D.M. 2019. [Examen préalable à l'évaluation du COSEPAC des unités de conservation du saumon quinnat \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) du sud de la Colombie-Britannique - Partie I : Renseignements de base.](#) Secr. can. de consult. scient. du MPO. Doc. de rech. 2019/011. viii + 79 p.
- Candy, J.R., and Beacham, T.D. 2000. [Patterns of homing and straying in southern British Columbia coded-wire tagged chinook salmon \(*Oncorhynchus tshawytscha*\) populations.](#) *Fish. Res.* 47(1): 41–56.
- Candy, J.R., Bonnell, R.G., Beacham, T. D., Wallace, C. G., and Withler, R.E. 2009. Dividing population genetic distance data with the software Partitioning Optimization with Restricted Growth Strings (PORGS): an application for Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*), Vancouver Island, British Columbia. *Fish. Bull.* 107: 45–56.
- Chapman, D., Carlson, C., Weitkamp, D., Matthews, G., Stevenson, J., and Miller, M. 1997. Homing in sockeye and chinook salmon transported around part of the smolt migration route in the Columbia River. *N. Am. J. Fish. Manag.* 17: 101–113.
- Dat, C.G., LeBlond, P.H., Thompson, K.A., and Ingraham, W.J. Jr. 1995. Computer simulations of homeward migrating Fraser River sockeye salmon: is compass orientation a sufficient direction-finding mechanism in the north-east Pacific Ocean? *Fish. Oceanogr.* 4: 209–219.
- Dittman, A.H., and Quinn, T.P. 1996. Homing in Pacific salmon: mechanisms and ecological basis. *J. Experimental Biol.* 199: 83–91.
- English, K.K, Bailey, R.E., and Robichaud, D. 2007. [Assessment of chinook salmon returns to the Fraser River watershed using run reconstruction techniques, 1982–2004.](#) DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/020. vi + 76 p.
- Ford, M.J. 2002. Selection in captivity during supportive breeding may reduce fitness in the wild. *Conserv. Biol.* 16: 815–825.
-

-
- Ford, M.J., Murdoch, A., and Hughes, M. 2015. Using parentage analysis to estimate rates of straying and homing in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Mol. Ecol.* 24(5): 1109–21.
- Habicht, C., Sharr, S., Evans, D., and Seeb, J.E. 1998. Coded Wire Tag Placement Affects Homing Ability of Pink Salmon. *Trans. Am. Fish. Soc.* 127(4): 652–657.
- Hard, J.J., and Heard, W.R. 1999. Analysis of straying variation in Alaskan hatchery chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) following transplantation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 578–589.
- Hasler, A.D. 1971. Orientation and fish migration. pp. 429–510. *In*: W.S. Hoar and D.J. Randall (Eds.) *Fish Physiology*. Vol. 6. Academic Press, New York.
- Hasler, A.D., and Scholz, A.T. 1983. Olfactory imprinting and homing in salmon: Investigations into the mechanism of the imprinting process. SpringerVerlag, Berlin, New York.
- Hatchery Scientific Review Group (HSRG). 2009. Columbia River Hatchery Reform System Wide Report.
- Hatchery Scientific Review Group (HSRG). 2014. On the Science of Hatcheries: An updated perspective on the role of hatcheries in salmon and steelhead management in the Pacific Northwest. A. Appleby, H.L. Blankenship, D. Campton, K. Currens, T. Evelyn, D. Fast, T. Flagg, J. Gislason, P. Kline, C. Mahnken, B. Missildine, L. Mobrand, G. Nandor, P. Paquet, S. Patterson, L. Seeb, S. Smith, and K. Warheit. June 2014; revised October 2014.
- Hatchery Scientific Review Group (HSRG). 2017. Implementation of hatchery reform in the context of recovery planning using the AHA/ISIT tool.
- Hatchery Scientific Review Group (HSRG). 2020. Developing recovery objectives and phase triggers for salmonid populations. Hatchery Scientific Review Group (HSRG) White Paper. 84 pp.
- Healey, M.C. 1991. Life history of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *In*: Groot C, Margolis, L. (Eds.) *Pacific salmon life histories*. University of British Columbia Press, Vancouver, pp 313–393.
- Heard, W.R. 1996. Sequential imprinting in chinook salmon: Is it essential for homing fidelity? *Bull. Nat. Res. Inst. Aquacult. Supp* 2: 59–64.
- Hendry, A.P., Castric, V., Kinnison, M.T., and Quinn, T.P. 2004. The evolution of philopatry and dispersal: homing versus straying in salmonids. *In*: Hendry, A.P., Stearns, S.C. (Ed.) *Evolution Illuminated: Salmon and Their Relatives*. Oxford University Press, New York, pp 52–91.
- Hess, J.E., and Matala, A.P. 2014. Archival genetic analysis suggests recent immigration has altered a population of Chinook salmon in an unsupplemented wilderness area. *Conserv. Genet.* 15: 387–403.
- Holtby, L.B. and Ciruna, K.A. 2007. [Conservation Units for Pacific Salmon under the Wild Salmon Policy](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2007/070. viii + 350 p.
- Jefferts, K.B., Bergman, P.K., and Fiscus, H.F. 1963. A coded wire identification system for macroorganisms. *Nature*. 98: 460–462.
- Johnson, J.K. 2004. Regional Overview of Coded Wire Tagging of Anadromous Salmon and Steelhead in Northwest America Paper updated from 1989 to current year 2004. Regional Mark Processing Center, Pacific States Marine Fisheries Commission.
- Keefer, M.L., Peery, C.A., Firehammer, J., and Moser, M.L. 2005. Straying rates of known-origin adult Chinook salmon and steelhead within the Columbia River basin, 2000–2003. Technical Report 2005-5, Idaho Cooperative Fish and Wildlife Research, University of Idaho, Moscow.
- Keefer, M.L., Caudill, C.C., Peery, C.A., and Boggs, C.T. 2008. Non-direct homing behaviours by adult Chinook salmon in a large, multi-stock river system. *J. Fish. Biol.* 72: 27–44.
-

-
- Keefer, M.L., and Caudill, C.C. 2014. [Homing and straying by anadromous salmonids: a review of mechanisms and rates](#). Rev. Fish Biol. Fish. 24: 333–368.
- Labelle, M. 1992. Straying patterns of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) stocks from southeastern Vancouver Island, British Columbia. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1843–1855.
- Leider, S.A. 1989. Increased straying by adult steelhead trout, *Salmo gairdneri*, following the 1980 eruption of Mount St. Helens. Env. Biol. Fish. 24: 219–229.
- Le Luyer, J., Laporte, M., Beacham, T.D., Kaukinen, K.H., Withler, R.E., Leong, J.S., Rondeau, E.B., Koop, B.F., and Bernatchez, L. 2017. Parallel epigenetic modifications induced by hatchery rearing in a Pacific Salmon. Proceedings of the National Academy of Sciences U.S.A. 114: 12964–12969.
- Masuda, M.M., and Celewycz, A.G. 2019. Coded-Wire Tag Sampling: The Case for Electronic-Field Detection. Northwest Sci. 93(2): 102–111.
- McCormick, S.D., O'Dea, M.F., Moeckel, A.M., and Björnsson, B.T. 2003. [Endocrine and physiological changes in Atlantic salmon smolts following hatchery release](#). Aquaculture. 222: 45–57.
- McElhany, P., Ruckelshaus, M.H., Ford, M.J., Wainwright, T.C., and Bjorkstedt, E.P. 2000. Viable salmonid populations and the recovery of evolutionarily significant units. U.S. Dept. Commer., NOAA Tech. Memo. NMFS-NWFSC-42, 156 p.
- Milner, A.M., and Bailey, R.G. 1989. Salmonid colonization of new streams in Glacier Bay National Park, Alaska. Aqua. Fish. Mgmt. 20: 179–192.
- Moore, A., Lower, N., Mayer, I., and Greenwood, L. 2007. The impact of a pesticide on migratory activity and olfactory function in Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. Aquaculture. 273: 350–359.
- Mortensen, D.G., Wertheimer, A.C., Maselko, J.M., and Taylor, S.G. 2002. Survival and straying of Auke Creek, Alaska, pink salmon marked with coded wire tags and thermally induced otolith marks. Trans. Am. Fish. Soc. 131: 14–26.
- MPO. 2013. [Examen et mise à jour des désignations d'unités de conservation du saumon quinnat du sud de la Colombie-Britannique](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Rép. des Sci. 2013/022.
- Nandor, G.F., Longwill, J.R., and Webb, D.L. 2010. Overview of the coded wire tag program in the greater Pacific region of North America. PNAMP Special Publication: Tagging, Telemetry and Marking Measures for Monitoring Fish Populations—A compendium of new and recent science for use in informing technique and decision modalities: Pacific Northwest Aquatic Monitoring Partnership Special Publication. 2: 5–46.
- Nevitt, G.A., Dittman, A.H., Quinn, T.P., Moody, W.J. Jr. 1994. Evidence for a peripheral olfactory memory in imprinted salmon. P. Nat. Acad. Sci. USA. 91: 4288–4292.
- O'Brien, D.O., DiNovo, S., and Till, J. 2012. Estimates of the abundance of hatchery chinook in wild spawning populations and Canadian otolith thermal mark data summary (1997-2010). Report to the Southern Endowment Fund.
- Pacific Salmon Commission (PSC). 2005. Expert Panel on the Future of the Coded Wire Tag Program for Pacific Salmon. Pacific Salmon Comm. Tech. Rep. No. 18 p.
- Pacific Salmon Commission (PSC). 2008. Pacific Salmon Commission Coded Wire Tag Workgroup. An action plan in response to Coded Wire Tag (CWT) Expert Panel Recommendations. Pacific Salmon Comm. Tech. Rep. No. 25: 170 p.
- Pascual, M.A., and Quinn, T.P. 1994. [Geographical patterns of straying of fall chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* \(Walbaum\), from Columbia River \(USA\) hatcheries](#). Aquacult. Fish. Manag. 25(Supp. 2): 17–30.
- Pearsons, T.N., and O'Connor, R.R. 2020. Stray Rates of Natural-Origin Chinook Salmon and Steelhead in the Upper Columbia River Watershed. Trans. Am. Fish. Soc. 149: 147–158.
-

-
- Pearsons, T.N., and Miller, M.D. 2023. [Stray compositions of hatchery-origin Chinook Salmon and steelhead in natural spawning populations of the upper Columbia watershed](#). Trans. Am. Fish. Soc. 152(5): 515–529.
- Pess, G.R., 2009. Patterns and processes of salmon colonization. Dissertation. University of Washington.
- Pollock, A.M.M., Kamran, M., Dittman, A.H., Johnson, M.A., and Noakes, D.L.G. 2020. Within-river straying: sex and size influence recovery location of hatchery Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 77(2): 226–235.
- Pritchard, J.K., Stephens, M., and Donnelly, P. 2000. Inference of population structure using multilocus genotype data. Genetics. 155: 945–959.
- Putman, N.F., Lohmann, K.J., Putman, E.M., Quinn, T.P., Klimley, A.P., and Noakes, D.L.G. 2013. Evidence for geomagnetic imprinting as a homing mechanism in Pacific salmon. Curr Biol. 23: 312–316.
- Quinn, T.P. 1984. Homing and straying in Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from the Cowlitz River hatchery, Washington. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1078–1082.
- Quinn, T.P. 1993. A review of homing and straying of wild and hatchery-produced salmon. Fish. Res. 18: 29–44.
- Quinn, T.P. 2005. The behavior and ecology of Pacific salmon and trout. Am. Fish. Soc. Bethesda.
- Quinn, T.P., and Fresh, K. 1984. Homing and straying in chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) from Cowlitz River Hatchery, Washington. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41: 1078–1082.
- Quinn, T.P., Nemeth, R.S., and McIsaac, D.O. 1991. Homing and straying patterns of fall chinook salmon in the lower Columbia River. Trans. Am. Fish. Soc. 120: 150–156.
- Ricker, W.E. 1972. Hereditary and environmental factors affecting certain salmonid populations. In: The stock concept of Pacific salmon. R.C. Simon and P. Larkin. (Eds.) 19–160. Univ. British Columbia Press, Vancouver, B.C.
- Satterthwaite, W., Anderson, E., Campbell, M., Carlos Garza, J., Mohr, M., Narum, S., and Speir, C. 2015. Multidisciplinary evaluation of the feasibility of parentage-based tagging (PBT) for management of Pacific Salmon. Report to the Pacific Salmon Commission.
- Schindler, D.E., Hilborn, R., Chasco, B., Boatright, C.P., Quinn, T.P., Rogers, L.A., and Webster, M.S. 2010. Population diversity and the portfolio effect in an exploited species. Nature. 465(7298): 609–612.
- Schubert, N.D. 1993. Enumeration of the 1988-1992 Squamish River Chinook Salmon escapement. Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2187: 96 p.
- Sharp, D., Sharr, S., and Peckham, C. 1994. Homing and straying patterns of coded wired tagged pink salmon in Prince William Sound. In: Proceedings of the 16th Northeast Pacific pink and chum salmon workshop. Alaska Sea Grant College Program, Juneau, pp 77–82.
- Stewart, I.J., Carlson, S.M., Boatright, C.P., Buck, G.B., and Quinn, T.P. 2004. Site fidelity of spawning sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) in the presence and absence of olfactory cues. Ecol. Freshwater Fish. 13: 104–110.
- Tallman, R.F., and Healey, M.C. 1994. Homing, straying, and gene flow among seasonally separated populations of chum salmon (*Oncorhynchus keta*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 577–588.
- Taylor, E.B. 1990. Environmental correlates of life-history variation in juvenile chinook salmon, *Oncorhynchus tshawytscha* (Walbaum). J. Fish. Biol. 37(1): 1–17.
-

-
- Volk, E.C., Schroder, S.L., Grimm, J.J., and Sprague Ackley, H. 1994. Use of a Bar Code Symbology to Produce Multiple Thermally Induced Otolith Marks. *Trans. Am. Fish. Soc.* 123(5): 811–816.
- Waples, R.S., Pess, G.R. and Beechie, T. 2008. Evolutionary history of Pacific salmon in dynamic environments. *Evol. App.* 1: 189–206.
- Westley, P.A.H, Quinn, T.P., and Dittman, A.H. 2013. [Rates of straying by hatchery-produced Pacific salmon \(*Oncorhynchus* spp.\) and steelhead \(*Oncorhynchus mykiss*\) differ among species, life history types, and populations](#). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 70: 735–746.
- Withler, R.E., Bradford, M.J., Willis, D.M., and Holt, C. 2018. [Genetically Based Targets for Enhanced Contributions to Canadian Pacific Chinook Salmon Populations](#). DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/019. xii + 88 p. (Erratum: October 2023)
- Zimmer-Faust, R.K., Finelli, C.M., Pentcheff, N.D., and Wetthey, D.S. 1995. Odor plumes and animal navigation in turbulent water flow: a field study. *Biol. Bull.* 188: 111–116.

APPENDIX A. DÉFINITION DES TERMES ET DES BASES DE DONNÉES

Affluent (pour les populations du Fraser; adapté de Ford *et al.* [2015] et d'autres) : Petite section de rivière qui se trouve dans un sous-bassin et se déverse dans d'autres cours d'eau d'une unité géographique plus vaste. Dans la présente analyse, on ne considère pas que les saumons chinooks s'étaient égarés s'ils ont été récupérés dans un autre affluent du même sous-bassin.

Base de données sur la planification et l'évaluation de la mise en valeur (Enhancement Planning and Assessment Database, EPAD) : Base de données qui stocke tous les enregistrements de collecte de géniteurs, de marquage, d'échantillonnage et d'évaluation des éclosiers du PMVS; la source de toutes les données sur les MMC et les renseignements connexes sur les éclosiers utilisés dans cette étude. Les données des éclosiers OPS sont entrées directement par les installations, et alimentent ensuite la base de données EPAD.

Bassin (pour les populations autres que celles du Fraser) : Pour les réseaux autres que ceux du Fraser, un bassin est défini comme une rivière distincte qui se déverse dans l'océan, c'est-à-dire qu'il n'y a pas de mélange d'eau douce avant l'entrée dans l'océan.

Bassin (pour les populations du Fraser; adapté de Ford *et al.* [2015] et d'autres) : Vaste tronçon d'un bassin versant ou d'un bassin hydrographique relié qui se déverse dans un exutoire commun (p. ex. le bas Fraser ou les tronçons de la rivière Thompson).

BioData : Toutes les données d'échantillonnage biologique et les mesures recueillies pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Dans ce cas, les enregistrements des marques thermiques d'Otomanager ont été annexés avec toutes les données disponibles sur l'âge et les lâchers.

Carcasse : Méthode d'échantillonnage par relevé des carcasses dans les frayères des réseaux fluviaux naturels.

Commission du saumon du Pacifique (CSP) : Organisme gouvernemental formé par le Canada et les États-Unis en 1985 pour mettre en œuvre le Traité sur le saumon du Pacifique.

Échappée : Nombre de saumons qui retournent dans les frayères. En l'absence d'autres sources de mortalité, la remonte totale dans un réseau correspond à la prise totale plus l'échappée totale.

Éclosiers OPS (opérations majeures) : Éclosiers à grande échelle qui mettent habituellement en valeur des populations de saumons à des fins de récolte ou d'évaluation (p. ex. l'éclosier du ruisseau Robertson).

Égarement de poissons des rivières donneuses : Perte d'individus d'une population ou d'un stock d'éclosier source (Bett *et al.* 2017). Le taux d'égarement des poissons des rivières donneuses, ou *taux d'égarement*, est défini pour un stock donné comme la proportion de saumons qui vont frayer dans tous les sites non natals par rapport au nombre total de géniteurs provenant de ce stock, qui comprend à la fois les poissons qui reviennent dans leur cours d'eau natal et les poissons égarés.

Égarement : Processus biologique décrivant un saumon adulte revenant et frayant dans un bassin fluvial non natal.

Élevage satellite : Pratique d'élevage en éclosier dans laquelle les adultes sont prélevés comme stock de géniteurs dans la rivière, se reproduisant sur le site ou à l'extérieur; et leurs progénitures sont incubées et élevées dans une installation, avant d'être relâchées dans la rivière natale en tant que juvéniles.

Flux génique : Mouvement des gènes d'une population à une autre, qui rend les populations plus semblables.

Influence naturelle proportionnelle (INP) : Paramètre dont la valeur varie entre 0 et 1 pour indiquer les influences relatives des milieux naturels et des éclosiers sur une population de saumons. Les valeurs de l'INP sont estimées par $pGON/(pGON + pGÉF)$. Les valeurs supérieures à 0,5 indiquent que le milieu naturel est le principal environnement qui influence l'adaptation.

INP_{local} : Dérivation théorique du calcul de l' INP qui inclut uniquement les poissons d'écloserie locaux, indiquant l'influence relative des milieux naturels et d'écloserie, si aucun poisson égaré à l'extérieur du bassin n'était observé.

Installation du programme de développement économique des communautés (PDEC) :

Écloseries dont l'objectif est de conserver ou de rétablir les populations de saumons, généralement tout en procurant un avantage économique à un groupe autochtone ou à un autre groupe communautaire.

Installation du programme de participation du public (PPP) : Activités de mise en valeur du saumon à petite échelle qui sont habituellement menées par de petits groupes communautaires dans le but de favoriser l'intendance ou l'éducation.

Introgression : Incorporation de matériel génétique d'une population dans une autre par croisement, qui peut entraîner une perte de la spécificité génétique entre les groupes.

Marque thermique : Modification permanente de la microchimie de l'otolithe pendant l'élevage des juvéniles, observable sous la forme d'une série de bandes distinctes sur l'otolithe d'un saumon adulte et correspondant à une écloserie donnée.

MMC : Étiquette métallique codée; petit morceau de fil magnétisé (0,25 x 1,1 mm) implanté dans le cartilage nasal des saumons juvéniles, qui encode l'information sur le groupe d'élevage et de lâcher propre à l'écloserie.

NuSEDS (New Salmon Escapement Database System) : Rapports annuels sur les échappées de saumon, registres d'inspection des cours d'eau et estimations des remontes annuelles recueillies par le MPO. Toutes les données sur les échappées utilisées dans cette analyse ont d'abord été demandées dans le NuSEDS, sauf dans les cas où il manquait des données. Dans ces cas, les rapports de données annuels de la Direction de l'évaluation des stocks du MPO ont été utilisés, s'ils étaient disponibles.

Origine naturelle (reproducteur) : Saumon adulte reproducteur, né dans le milieu naturel de parents nés dans le milieu naturel ou en écloserie (comparativement au saumon « sauvage »).

Otomanager : Base de données d'échantillons d'otolithes analysés pour détecter les marques thermiques et les ID d'écloserie connexes.

$pGÉF$ (proportion de géniteurs d'écloserie) : Proportion de saumons chinooks d'écloserie dans les frayères, d'abord définie par le US Hatchery Scientific Review Group (2009). La valeur de $pGÉF$ est généralement estimée à partir des reproducteurs naturels dans la rivière. Dans cette analyse, la valeur de $pGÉF$ a été calculée à l'aide des reproducteurs naturels lorsqu'ils étaient connus et d'échantillons de la collecte de stock de géniteurs lorsqu'ils n'étaient pas disponibles.

$pGÉF_{dénombrement}$: Estimation fondée sur le recensement ou le dénombrement de la proportion de géniteurs d'écloserie. Dans cette analyse, nous utilisons cette valeur comme paramètre $pGÉF$ calculé.

$pGÉF_{eff}$: Valeur ajustée de $pGÉF$ qui tient compte de la diminution du succès relatif de la reproduction et des pressions de la sélection agissant contre les reproducteurs d'écloserie.

$pGÉF_{égaré}$: Proportion de saumons chinooks d'écloserie provenant d'un réseau fluvial hors du bassin (les géniteurs égarés d'écloserie).

$pGÉF_{local}$: Proportion de saumons chinooks d'écloserie correctement revenus dans leur cours d'eau natal (les géniteurs locaux d'écloserie).

$pGÉON$: Proportion d'un stock de géniteurs d'écloserie composée d'adultes d'origine naturelle.

$pGON$: Proportion d'une population reproductrice naturelle composée d'adultes d'origine naturelle.

Poisson égaré à l'extérieur de l'UC : Saumon chinook adulte qui revient frayer dans une UC autre que celle où il est né.

Poisson égaré à l'extérieur du bassin : Saumon chinook adulte qui revient frayer dans un *bassin fluvial* autre que celui où il est né.

Population de type « Intégrée-Écloserie » (Withler et al. 2018) : Populations qui ont une *INP* < 0,5, dans lesquelles les saumons produits en écloserie dominent à la fois le stock de géniteurs et les composantes reproductrices naturelles. Dans ces cas, il est reconnu que l'ampleur de la production en écloserie, la petite proportion de poissons d'origine naturelle et la quasi-absence de poissons sauvages ont probablement des impacts sur l'aptitude phénotypique et la productivité de la population intégrée.

Population de type « Intégrée-Sauvage » (Withler et al. 2018) : Populations qui ont une *INP* > 0,80 et qui sont gérées de manière à atteindre des objectifs de conservation et de génétique d'origine naturelle tout en contribuant à la production en écloserie. Des points de référence sont établis pour cette catégorie afin que la majorité (> 50 %) des saumons frayant dans la rivière répondent aux critères des saumons sauvages en vertu de la PSS, et que près des trois quarts de la population reproductrice soient d'origine naturelle. L'*INP* ainsi obtenue est considérée comme suffisamment grande (> 0,80) pour que la population soit dominée par des géniteurs d'origine naturelle.

Population de type « Intégrée-Transition » (Withler et al. 2018) : Populations dont la valeur de l'*INP* se situe entre 0,5 et 0,80, indiquant un flux génétique net entre la composante d'origine naturelle et la composante d'écloserie. Dans ces populations, de 25 à 50 % des géniteurs dans le milieu naturel devraient être considérés comme sauvages aux termes de la PSS.

Population de type « Sauvage-Influencée par les poissons égarés » (Withler et al. 2018) : Population n'ayant pas été complétée par des poissons d'écloserie, qui reçoit des poissons égarés provenant d'écloseries à l'extérieur du bassin à des taux qui dépassent les limites spécifiées pour correspondra à une désignation « sauvage » (3 %) en vertu de la PSS. Bien que la majorité des saumons puissent être sauvages, la modélisation du flux génétique unidirectionnel donne à penser qu'au fil du temps, la population sera dominée par les influences des poissons d'écloserie.

Population réceptrice : Rivière ou réseau fluvial qui reçoit des poissons égarés d'une population donneuse. Inclut les réseaux hydrographiques mis en valeur par des écloseries qui peuvent produire et recevoir des saumons égarés, ainsi que les populations non mises en valeur qui reçoivent seulement des saumons égarés et des saumons d'origine naturelle. Ici, nous décrivons la proportion de poissons égarés dans une population réceptrice comme la contribution des poissons égarés à une rivière.

Population : Groupe d'adultes interféconds, généralement confinés à un emplacement géographique qui, collectivement, se reproduisent et contiennent du matériel génétique disponible pour une adaptation future; utilisé comme synonyme de *stock* dans le présent rapport.

Programme d'écloserie intégré : Les poissons d'écloserie et les poissons d'origine naturelle sont deux composantes d'une seule population et frayent dans l'écloserie et les milieux naturels du bassin hydrographique local. Le but d'un programme intégré est que l'environnement naturel favorise l'adaptation de la population mixte d'écloserie et naturelle.

Programme de mise en valeur des salmonidés (PMVS) : Groupe du MPO qui gère et administre la mise en valeur par les écloseries en Colombie-Britannique.

Programme de récupération des marques (Mark recovery program, MRP) : Base de données sur les récupérations de saumons chinooks et de saumons cohos marqués au Canada et aux États-Unis.

PSS (Politique concernant le saumon sauvage) : Cadre stratégique national du Canada concernant la conservation, la protection et la gestion du saumon sauvage du Pacifique.

Retour dans le cours d'eau natal : Processus biologique par lequel les espèces de saumons reviennent frayer dans le bassin fluvial où elles sont nées.

Saumon d'écloserie : Saumon adulte reproducteur, incubé et élevé dans une écloserie.

Saumon sauvage : Tel que défini dans la Politique concernant le saumon sauvage, un saumon sauvage est un saumon qui fraye dans le milieu naturel et est lui-même la progéniture de *deux parents d'origine naturelle*.

Sous-bassin (pour les populations du Fraser; adapté de Ford et al. [2015] et d'autres) : Sous-unité plus petite d'un bassin versant située dans un bassin hydrographique plus vaste, qui existe et se déverse à l'intérieur d'autres sous-bassins qui constituent un bassin plus grand (p. ex. la basse Thompson et la rivière Thompson Sud).

Succès relatif de la reproduction (SRR) : Succès de la reproduction des adultes d'écloserie par rapport aux adultes d'origine naturelle, mesuré comme la contribution des individus à la prochaine génération de géniteurs. Les facteurs qui peuvent influencer sur le SRR sont la modification de l'environnement résultant de l'environnement de l'écloserie, la domestication et l'altération épigénétique des poissons d'écloserie.

Sud de la Colombie-Britannique : Zone d'étude utilisée dans la présente analyse, délimitée par une ligne latitudinale traversant la province approximativement à partir du cap Caution (environ 51.17° N).

Transformation du tacon au smolt (TTS) : Stade biologique critique du saumon au cours duquel les juvéniles passent de l'eau douce au milieu marin. On pose pour hypothèse qu'une augmentation de la libération d'hormones à ce stade est critique pour une imprégnation correcte.

Transplantation : Pratique d'écloserie dans laquelle des juvéniles d'un stock non local sont relâchés dans un réseau fluvial dans le but que ces poissons retournent dans la rivière où ils ont été relâchés (on dit qu'un saumon chinook transplanté est correctement revenu dans son cours d'eau natal seulement s'il revient frayer à l'endroit où il a été relâché).

Unité de conservation : Région géographique représentant une zone écologique contenant des populations de saumons du Pacifique qui partagent un type de cycle biologique donné et un caractère génétique distinctif à des loci génétiques neutres. Une UC contient un groupe de saumons sauvages suffisamment isolé des autres groupes qui, s'il disparaissait, aurait très peu de chances de se rétablir de manière naturelle dans une limite de temps acceptable (p. ex. la durée de vie d'un être humain).

Unité de gestion des stocks (UGS) : Groupe d'une ou de plusieurs unités de conservation (UC) gérées conjointement avec des objectifs communs.

APPENDIX B. UNITÉS DE CONSERVATION EN COLOMBIE-BRITANNIQUE

Tableau B1. Unités de conservation du saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique, regroupées par région géographique, à l'exclusion du fleuve Columbia. Tiré de Brown et al. 2016.

Zone	Code de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de recensement	Base de l'UC
Bas Fraser	CK-03	Lower Fraser River_FA_0.3	LFR-fall	Océanique	Automne	4	1	Cycle biologique et période de montaison
	CK-04	Lower Fraser River_SP_1.3	LFR-spring	Fluvial	Printemps	5	3	Cycle biologique et période de montaison
	CK-05	Lower Fraser River-Upper Pitt_SU_1.3	LFR-UPITT	Fluvial	Été	5	1	Période de fraie (et de montaison?)
	CK-06	Lower Fraser River_SU_1.3	LFR-summer	Fluvial	Été	5	8	Cycle biologique et période de montaison
	CK-07	Maria Slough_SU_0.3	Maria	Océanique	Été	4	1	Géographie (autrement semblable à CK-13)
	CK-9008	Fraser-Harrison fall transplant_FA_0.3	Chil_trans_FA	Océanique	Automne	3	1	Catégorie de mise en valeur
Haut Fraser	CK-08	Middle Fraser River-Fraser Canyon_SP_1.3	FRCanyon	Fluvial	Printemps	5	2	Génétique (confirmée depuis la désignation originale)
	CK-09	Middle Fraser River-Portage_FA_1.3	Portage	Fluvial	Automne	5	1	Cycle biologique et période de montaison
	CK-10	Middle Fraser River_SP_1.3	MFR-spring	Fluvial	Printemps	5	24	Période de montaison
	CK-11	Middle Fraser River_SU_1.3	MFR-summer	Fluvial	Été	5	18	Période de montaison
	CK-12	Upper Fraser River_SP_1.3	UFR-spring	Fluvial	Printemps	5	41	Période de montaison
Fraser – Thompson	CK-13	South Thompson_SU_0.3	STh-0.3	Océanique	Été	4	5	Cycle biologique, âge et lieu de fraie (génétique semblable à CK-07)
	CK-14	South Thompson_SU_1.3	STh-1.3	Fluvial	Été	5	4	Cycle biologique, âge et génétique
	CK-15	Shuswap River_SU_0.3	STh-SHUR	Océanique	Été	4	3	Génétique (autrement semblable à CK-13)

Zone	Code de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de recensement	Base de l'UC
	CK-82	Upper Adams River_SU_1.X	UADAMS	Océanique	Été	5	1	Génétique et période de montaison, nouvelle UC. Ne correspond pas aux autres UC de Thompson Sud.
	CK-16	CK_South Thompson-Bessette Creek_SU_1.2	STh-BESS	Fluvial	Été	4	4	Cycle biologique et âge
	CK-17	Lower Thompson_SP_1.2	LTh	Fluvial	Printemps	4	9	Génétique, période de montaison et âge
	CK-18	North Thompson_SP_1.3	NTh-spr	Fluvial	Printemps	5	7	Génétique, période de montaison et âge
	CK-19	North Thompson_SU_1.3	NTh-sum	Fluvial	Été	5	7	Période de montaison (autrement semblable à CK-18)
Bassin du détroit de Géorgie	CK-02	Boundary Bay_FA_0.3	BB	Océanique	Automne	4	3	Cycle biologique et géographie
	CK-20	Southern Mainland-Georgia Strait_FA_0.X	SMn-GStr	Océanique	Automne	4	42	Géographie et comparaison avec la structure des populations de saumons cohos et de saumons kétas.
	CK-21	East Vancouver Island-Goldstream_FA_0.X	Goldstr	Océanique	Automne	3	2	Génétique
	CK-22	East Vancouver Island-Cowichan & Koksilah_FA_0.X	CWCH-KOK	Océanique	Automne	3	6	Génétique et période de montaison
	CK-23	East Vancouver Island-Nanaimo-SP	NanR-spr	Fluvial	Printemps	4	1	Âge, génétique, période de montaison
	CK-83	East Vancouver Island-Georgia Strait_SU_0.3	EVI-sum	Océanique	Été	4	4	Génétique et période de montaison, fusion de CK-24 et CK-26

Zone	Code de l'UC	Nom de l'UC	Acronyme de l'UC	Cycle biologique des juvéniles	Période de montaison des adultes	Durée de génération moyenne	Nombre total de sites de recensement	Base de l'UC
	CK-25	East Vancouver Island-Nanaimo & Chemainus_FA_0.X	EVI-fall	Océanique	Automne	3	4	Génétique et période de montaison
	CK-27	East Vancouver Island-Qualicum & Puntledge_FA_0.X	QP-fall	Océanique	Automne	4	17	Génétique et période de montaison
COIV NEIV Haute côte sud	CK-28	Southern Mainland-Southern Fjords_FA_0.X	SMn-SFj	Océanique	Automne	4	25	Période de montaison et habitat
	CK-29	East Vancouver Island-North_FA_0.X	NEIV	Océanique	Automne	4	18	Période de montaison et habitat
	CK-31	West Vancouver Island-South_FA_0.X	SOIV	Océanique	Automne	4	69	Période de montaison et habitat, fusion de CK-30 et CK-31
	CK-32	West Vancouver Island-Nootka & Kyuquot_FA_0.X	NoKy	Océanique	Automne	4	57	Période de montaison
	CK-33	West Vancouver Island-North_FA_0.X	NOIV	Océanique	Automne	4	17	Écotype
	CK-34	Homathko_SU_X.X	HOMATH	Fluvial	Été	5	2	Génétique
	CK-35	Klinaklini_SU_1.3	KLINA	Fluvial	Été	5	2	Génétique

APPENDIX C. ÉCHANTILLONNAGE DES ÉCHAPPÉES, MÉTHODES DE MARQUAGE ET QUALITÉ DES DONNÉES

C.1. QUALITÉ DES DONNÉES SUR LES ESTIMATIONS DES GÉNITEURS

L'obtention d'estimations exactes de l'échappée annuelle n'est pas une mince affaire. Par exemple, la variation annuelle des conditions dans les cours d'eau (années où les niveaux d'eau sont bas, inondations, problèmes de limpidité de l'eau, etc.) peut influencer le comportement reproducteur des saumons chinooks et la capacité de les dénombrer exactement. De plus, en raison des besoins opérationnels (p. ex. restrictions budgétaires, pénuries de personnel, retards causés par les conditions météorologiques, pannes d'équipement), l'effort de dénombrement peut également varier d'une année à l'autre et fausser les estimations annuelles.

Il convient de noter que les emplacements pour lesquels on dispose de données des séries chronologiques pour les estimations des échappées (indiqués par un *identificateur de population* unique (appelé « POP_ID » dans le système NuSEDS) seront désignés dans le présent document comme des populations fluviales ou des frayères. Cette terminologie a été adoptée pour souligner que le dénombrement des échappées peut avoir lieu à différents types d'endroits, et pas seulement dans les frayères. Elle reconnaît également que les données d'un recensement ou d'un site de relevé donné peuvent ou non être représentatives de l'échappée pour une population entière.

Jusqu'en 1992, la collecte des données sur les échappées de saumon chinook relevait principalement des agents des pêches du MPO qui étaient postés dans les bureaux locaux. On utilisait des méthodes d'observation avec divers degrés de rigueur scientifique pour fournir des estimations de l'échappée dans chaque rivière. Ces estimations étaient consignées sur un formulaire normalisé appelé « BC-16 ». La Direction des sciences du MPO a été chargée de la surveillance des échappées, de l'orientation et de la coordination des partenaires, ainsi que de l'analyse et de l'estimation des échappées en 1993.

Le tableau C1 récapitule les cours d'eau qui ont été échantillonnés pour détecter la présence de poissons égarés de 1998 à 2021.

À l'heure actuelle, sur la COIV, nous utilisons six types d'estimations pour indiquer la qualité de l'estimation, ici regroupés sous les trois niveaux suivants :

1. Grande qualité : Réseaux indicateurs, fournissant l'abondance réelle

Ces estimations font l'objet d'un contrôle de la qualité et d'un examen par les pairs. Les estimations de l'abondance sont fiables et comprennent une estimation de l'incertitude.

Les évaluations quantitatives complètes des échappées des cours d'eau indicateurs ou d'autres dénombrements complets des échappées sont classées dans la catégorie Abondance réelle; les poissons sont dénombrés lorsqu'ils se déplacent en amont au-delà d'un emplacement fixe dans des passes à poissons ou des barrières, à l'aide d'enregistrements sur bande vidéo ou de systèmes de comptage par sonar (p. ex. DIDSON), par marquage-recapture ou selon une autre méthode dont l'exactitude et la précision sont connues. Certains stocks indicateurs sont marqués (p. ex. à l'aide de micromarques magnétisées codées ou de marques thermiques sur les otolithes) et la récupération des marques dans les pêches et les échappées permet d'estimer les paramètres de survie, de répartition et de taux d'exploitation.

Classifications des estimations dans le NuSEDS : Type-1, Réelle, haute résolution; Type-2, Réelle, résolution moyenne

2. Qualité moyenne (ou mixte, grande et moyenne) : Surveillance intensive, fournissant une abondance relative

Les estimations pour la plupart des réseaux où l'échappée est surveillée sont classées comme des estimations de l'abondance relative, c'est-à-dire que l'échappée est évaluée quantitativement partiellement. Ces évaluations par relevé sont périodiques et comprennent des relevés à la nage, des

dénombrements par hélicoptère, des relevés en marchant sur les berges ou dans les cours d'eau, des relevés par marquage et des relevés d'indice. Les méthodes sont généralement uniformes d'une année à l'autre, ce qui permet de suivre les changements relatifs. Les estimations de l'aire sous la courbe (ASC) sont calculées lorsque les relevés effectués dans le réseau ont bien couvert la population sur une base régulière (de 4 à 10 relevés au cours de la période de fraie, couvrant le début, le pic et la fin de la montaison) et les estimations PL+D sont utilisées lorsque les relevés sont trop espacés (plus longtemps que la durée de vie prévue du relevé de l'espèce pour ce réseau) ou s'il y a trop peu de relevés pour calculer une ASC.

Les estimations de l'abondance relative dans les réseaux avec des écloséries sont souvent surveillées plus étroitement que dans les autres réseaux et peuvent comprendre un type de relevé mixte (p. ex. les dénombrements de l'abondance réelle des poissons qui entrent dans l'éclosérie et les estimations pour la rivière au moyen de relevés à la nage ou de survols). Les remontes des saumons par rapport aux indicateurs de l'échappée de la CSP, ainsi que des réseaux clés comme ceux des rivières Nitinat, Conuma et San Juan, font partie de cette catégorie.

Ces estimations présentent plus d'incertitude et de biais potentiels par rapport au niveau 1, mais elles sont utiles pour guider les décisions de gestion des pêches.

Classifications des estimations dans le NuSEDS : Type-3, Relative, haute résolution; Type-4, Relative, résolution moyenne

3. Qualité inférieure : Surveillance vaste, fournissant des renseignements sur la présence/l'absence et la répartition

Cette catégorie définit l'estimation lorsqu'un dénombrement partiel seulement était disponible ou que le dénombrement n'était pas représentatif de l'ensemble de la population ou de l'habitat. Ces résultats sont généralement fiables pour la présence d'adultes (lorsqu'un ou plusieurs adultes ont été observés) ou leur absence (aucun n'a été observé au cours d'un relevé).

Ces estimations ne respectent généralement pas les normes de qualité scientifique pour guider les décisions de gestion des pêches. Toutefois, l'information est encore utilisée pour surveiller la répartition spatiale du saumon, son utilisation de l'habitat et sa réaction aux changements dans l'habitat.

Classifications des estimations dans le NuSEDS : Type-5, Uniforme, Relative, faible résolution; Type-6, Présence ou absence.

Tableau C1. Récapitulatif des cours d'eau qui ont fait l'objet d'un échantillonnage pour détecter la présence de poissons égarés entre 1998 et 2021, appelés « rivières réceptrices ». Ce tableau a été adapté de Brown et al. (2019). Les rivières sont identifiées au niveau de la région et de l'unité de conservation (UC) selon la PSS. Les renseignements clés pour chaque rivière sont le niveau de mise en valeur, la date de début de la surveillance de l'échappée (éch.), la qualité des données et l'échappée décennale moyenne des géniteurs d'origine naturelle et d'écloserie depuis 2000. La qualité de l'estimation de l'échappée moyenne est fondée sur les cotes du type de qualité indiquées dans le NuSEDS pour les estimations de l'échappée annuelle par rivière; les cotes de type 3 ou de type 4 reflètent des indices interannuels d'abondance uniformes et les cotes de type 1 ou de type 2 indiquent des estimations réelles de l'abondance des géniteurs. La cote de qualité 1 correspond à la qualité la plus élevée et la cote de qualité 4, à la qualité la plus faible. Les estimations des échappées, surtout les estimations de type 5 et 6, n'ont pas été incluses dans l'évaluation de Brown et al. (2019), ni dans cet examen. Les échappées moyennes décennales ont été calculées à partir de toutes les estimations d'échappées non nulles figurant dans le NuSeds entre les années décrites.

Rivière réceptrice	Région	UC	Niveau de mise en valeur	Année de début de l'échantillonnage de l'échappée	Qualité moyenne des données sur l'échappée (tirée de Brown et al. 2019)	Échappée moyenne (2000–2009)	Échappée moyenne (2010-2019)
Rivière Marble	Baie Quatsino (COIV)	CK-033	Modéré	1996	3,94	2 652	3 260
Rivière Artlish	Baie Kyuquot (COIV)	CK-032	Aucun	1995	3,33	269	382
Rivière Kaouk		CK-032	Aucun	1995	3,28	437	361
Rivière Kauwinch		CK-032	Aucun	--	--	--	154
Rivière Tahsish		CK-032	Aucun	1995	3,71	341	736
Rivière Conuma	Baie Nootka (COIV)	CK-032	Élevé	1995	3,31	20 248	25 730
Rivière Burman		CK-032	Modéré	1995	3,12	817	4 221
Rivière Gold		CK-032	Faible-Modéré	--	--	627	1 503
Rivière Leiner		CK-032	Faible-Modéré	1995	3,35	444	876
Rivière Sucwoa		CK-032	Aucun	1995	3,00	84	80
Rivière Tahsis		CK-032	Faible-Modéré	1995	3,83	576	641
Rivière Tlupana		CK-032	Aucun	1995	3,67	532	276
Rivière Zeballos		CK-032	Faible	1995	3,69	240	240
Rivière Bedwell	Baie Clayoquot (COIV)	CK-031	Très faible	1995	2,06	119	311
Rivière Cypre		CK-031	Faible	1995	4,00	481	1 274
Rivière Megin		CK-031	Aucun	1995	3,86	57	42
Rivière Moyeha		CK-031	Aucun	1995	3,35	136	83
Ruisseau Tranquil		CK-031	Faible	1995	3,00	891	272
Ruisseau Robertson	Baie Barkley (COIV)	CK-031	Très élevé	1995	1,11	45 863	38 014
Rivière Nahmint		CK-031	Faible	1995	3,50	443	441
Rivière Sarita		CK-031	Modérée	1995	3,40	2 009	1 956
Rivière Toquart		CK-031	Faible	--	--	450	243
Rivière Nitinat		CK-031	Élevé	1995	3,11	16 062	22 540

Rivière réceptrice	Région	UC	Niveau de mise en valeur	Année de début de l'échantillonnage de l'échappée	Qualité moyenne des données sur l'échappée (tirée de Brown <i>et al.</i> 2019)	Échappée moyenne (2000–2009)	Échappée moyenne (2010–2019)
Rivière San Juan	NIT-SKE (COIV)	CK-031	Modéré	1995	4,00	1 890	1 656
Rivière Sooke		CK-031	Modéré	1995	3,11	536	575
Rivière Cowichan	CEIV	CK-022	Modéré	1988	1,32	4 787	11 731
Rivière Chemainus		CK-025	Aucun	--	--	194	540
Rivière Nanaimo – automne		CK-025	Modéré	1995	2,00	3 114	3 968
Rivière Nanaimo – été		CK-083	Faible	1995	4,00	555	761
Rivière Big Qualicum		CK-027	Élevé	1995	1,78	8 904	6 832
Rivière Little Qualicum		CK-027	Modéré	1995	3,00	4 690	4 780
Rivière Puntledge – automne		CK-027	Modéré	1995	2,44	9 326	7 911
Rivière Puntledge – été		CK-083	Modéré	1995	2,11	1 536	875
Rivières Camp/Quins		CK-029	Élevé	1995	2,00	9 197	5 778
Rivière Nimpkish		CK-029	Aucun	--	--	533	1 632
Rivière Capilano	Bras de mer côtiers	CK-9007	Modéré	--	--	1 198	2 200
Ruisseau Lang		CK-9007	Faible	--	--	1 430	1 151
Rivière Salmon/DJN		CK-029	Modéré	1995	3,20	903	550
Rivière Phillips		CK-028	Modéré	2002	3,22	441	2 067
Rivière Chilliwack	Bas Fraser	CK-9008	Élevé	1986	3,93	45 245	40 172
Rivière Chehalis		CK-9006	Modéré	--	--	377	369
Rivière Stave		CK-9006	Modéré	--	--	887	180
Marécage Maria		CK-007	Faible	1996	3,63	524	618
Rivière Birkenhead		CK-004	Modéré	1975	4,00	788	503
Rivière Harrison		CK-003	Faible	1984	2,00	99 974	62 431
Rivière Coldwater	Basse Thompson	CK-017	Modéré	1995	4,00	657	388
Rivière Nicola		CK-017	Modéré	1995	2,00	7 026	3 932
Ruisseau Spius		CK-017	Modéré	1995	4,00	701	350
Basse Shuswap	Thompson Sud	CK-015	Modéré	1983	2,77	31 007	27 463
Moyenne Shuswap		CK-015	Modéré	1983	2,77	3 446	1 968

Rivière réceptrice	Région	UC	Niveau de mise en valeur	Année de début de l'échantillonnage de l'échappée	Qualité moyenne des données sur l'échappée (tirée de Brown <i>et al.</i> 2019)	Échappée moyenne (2000–2009)	Échappée moyenne (2010–2019)
Rivière Salmon/TMNS		CK-014	Modéré	1999	2,79	865	582

C.2. TYPES D'ÉCHANTILLONNAGE DES ÉCHAPPÉES DANS LE SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE

L'échantillonnage des carcasses (l'examen des carcasses des poissons après la fraie dans la rivière) donne une estimation directe de l'origine du reproducteur à partir de la MMC ou de la marque thermique sur les otolithes. Il est souvent plus difficile à exécuter en raison de la décomposition de la carcasse, de la prédation et de l'accès restreint à la rivière dans certaines conditions de débit. Il est également sujet à des biais de représentation, souvent sans couverture temporelle de la remonte, car les échantillons sont habituellement prélevés avant que les niveaux d'eau montent et emportent les carcasses. De plus, l'accès à la côte pendant l'échantillonnage peut limiter la capacité d'obtenir une couverture représentative pour toutes les tailles de saumons chinooks en montaison. L'échantillonnage des carcasses fait partie de toute la surveillance de niveau 1 des échappées et d'une partie du niveau 2, selon le financement, la faisabilité et la capacité de l'échantillonneur.

Des échantillons du stock de géniteurs sont prélevés chaque année pour compléter les réseaux fluviaux mis en valeur, ce qui permet d'obtenir des séries chronologiques de données plus uniformes. Le stock de géniteurs peut être prélevé parmi les « saumons de retour » dans les éclosiers ou dans les rivières. Il a été démontré que la proportion de poissons d'écloserie est plus grande chez les « saumons de retour » que dans les stocks de géniteurs prélevés dans la rivière. Il s'agit d'une source potentielle de biais. Dans les réseaux indicateurs clés, notamment les grandes installations du PMVS, on en tient compte dans la reconstitution de la remonte totale des poissons d'écloserie et d'origine naturelle.

Le stock de géniteurs est examiné pour déterminer le sexe et la présence d'une entaille sur la nageoire adipeuse; on retire la tête des saumons chinooks avec entaille pour vérifier la présence d'une MMC. Un échantillonnage systématique plus vaste de tous les saumons chinooks est effectué afin d'obtenir des renseignements biologiques généraux (p. ex. âge, sexe, longueur, ADN) et de prélever les têtes pour récupérer les MMC ou les otolithes. Les données de l'échantillon sont entrées et stockées dans la base de données EPAD.

Pour chaque rivière réceptrice examinée, nous décrivons dans le tableau C2 les types d'échantillons de l'échappée et le nombre d'années où des poissons marqués ont été récupérés. Les types d'échantillonnage n'étaient pas nécessairement uniformes au fil du temps et, certaines années, plusieurs types ont été utilisés pour calculer les taux d'égarement et la contribution à l'échappée.

Tableau C2. Types d'échantillons utilisés dans l'analyse du taux d'égarement et de la contribution dans les rivières du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total d'années échantillonnées reflète le nombre d'années de données qui existent dans les bases de données Biodata et EPAD entre 1998 et 2021, et le « nombre » d'années avec récupérations indique le nombre d'années d'échantillonnage où des chinooks d'écloserie porteurs de micromarques magnétisées codées (MMC) ou de marques thermiques (MT) ont été récupérés.

Rivière réceptrice	Région	UC	Types d'échantillons analysés	Nombre total d'années échantillonnées (1998-2021)	Nombre d'années avec récupérations (1998-2021)	
					MMC	MT
Rivière Marble	Baie Quatsino	CK-033	Stock de géniteurs, carcasses	9	2	9
Rivière Artlish	Baie Kyuquot	CK-032	Carcasses	2	--	2
Rivière Kaouk		CK-032	Carcasses	7	--	7
Rivière Kauwinch		CK-032	Carcasses	1	--	1
Rivière Tahsish		CK-032	Carcasses	5	--	5
Rivière Conuma	Baie Nootka	CK-032	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	23	10	23
Rivière Burman		CK-032	Stock de géniteurs, carcasses	18	1	18
Rivière Gold		CK-032	Stock de géniteurs	16	2	16
Rivière Leiner		CK-032	Stock de géniteurs	13	1	13
Rivière Sucwoa		CK-032	Stock de géniteurs	5	--	5
Rivière Tahsis		CK-032	Stock de géniteurs	15	--	15
Rivière Tlupana		CK-032	Stock de géniteurs	9	3	9
Rivière Zeballos		CK-032	Stock de géniteurs, carcasses	7	--	7
Rivière Bedwell	Baie Clayoquot	CK-031	Stock de géniteurs, carcasses	8	5	8
Rivière Cypre		CK-031	Carcasses	7	1	7
Rivière Megin		CK-031	Carcasses	2	--	2
Rivière Moyeha		CK-031	Carcasses	3	1	3
Ruisseau Tranquil		CK-031	Stock de géniteurs, carcasses	9	--	9
Ruisseau Robertson	Baie Barkley	CK-031	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	24	24	24
Rivière Nahmint		CK-031	Stock de géniteurs, carcasses	21	14	21
Rivière Sarita		CK-031	Stock de géniteurs, carcasses	23	13	23
Rivière Toquart		CK-031	Stock de géniteurs, carcasses	2	1	2
Rivière Nitinat	NIT-SKE	CK-031	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	24	13	24
Rivière San Juan		CK-031	Stock de géniteurs, carcasses, pêches ASR	11	--	11
Rivière Sooke		CK-031	Stock de géniteurs	14	2	14
Rivière Cowichan	CEIV	CK-022	Stock de géniteurs, carcasses, pêches ASR	24	24	18
Rivière Chemainus		CK-025	Stock de géniteurs, carcasses	4	1	4
Rivière Nanaimo – automne		CK-025	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	15	--	15
Rivière Nanaimo – été		CK-083	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	15	--	15

Rivière réceptrice	Région	UC	Types d'échantillons analysés	Nombre total d'années échantillonnées (1998-2021)	Nombre d'années avec récupérations (1998-2021)	
					MMC	MT
Rivière Big Qualicum		CK-027	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	24	24	--
Rivière Little Qualicum		CK-027	« Saumons de retour » (échantillonnage dans le chenal de fraie)	12	12	--
Rivière Puntledge – automne		CK-027	Stock de géniteurs, « saumons de retour »	24	24	1
Rivière Puntledge – été		CK-083	Stock de géniteurs, « saumons de retour »	24	24	3
Rivières Campbell/Quinsam		CK-029	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	24	24	4
Rivière Nimpkish		CK-029	Stock de géniteurs	6	6	6
Rivière Capilano	Bras de mer côtiers	CK-9007	« Saumons de retour »	14	14	--
Ruisseau Lang		CK-9007	Carcasses	0	--	--
Rivière Salmon/DJN		CK-029	Stock de géniteurs	10	--	10
Rivière Phillips		CK-028	Stock de géniteurs, échappée de géniteurs d'origine naturelle	1	--	1
Rivière Chilliwack	Bas Fraser	CK-9008	Stock de géniteurs, « saumons de retour », carcasses	24	24	14
Rivière Chehalis		CK-9006	Stock de géniteurs, « saumons de retour »	6	1	6
Rivière Stave		CK-9006	Carcasses	6	6	--
Marécage Maria		CK-007	Carcasses	4	4	--
Rivière Birkenhead		CK-004	Carcasses	2	2	--
Rivière Harrison		CK-003	Carcasses	24	24	--
Rivière Coldwater	Basse Thompson	CK-017	Carcasses	6	6	--
Rivière Nicola		CK-017	Stock de géniteurs, carcasses	24	24	--
Ruisseau Spius		CK-017	Stock de géniteurs	7	7	5
Basse Shuswap	Thompson Sud	CK-015	Stock de géniteurs, carcasses	24	24	--
Moyenne Shuswap		CK-015	Stock de géniteurs, carcasses	22	22	--
Rivière Salmon/TMNS		CK-014	Stock de géniteurs	13	13	7

C.3. MARQUAGE DES CHINOOKS DANS LES ÉCLOSERIES DU SUD DE LA COLOMBIE-BRITANNIQUE

Tableau C3. Tableau des écloseries et stocks donneurs par région, installation d'écloserie, stock donneur et période pendant laquelle les marques ont été appliquées (micromarques magnétisées codées, marques thermiques et étiquettes de marquage fondé sur la filiation [MFF]). Pour les stocks indiqués en gras, on disposait d'une série chronologique continue sur le marquage et de suffisamment d'échantillons récupérés pour pouvoir décrire les tendances du taux d'égaré dans cette analyse. Il y a 11 stocks canadiens indicateurs porteurs de MMC répartis entre 11U C de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Tous sont situés dans des écloseries classiques à grande échelle, dont cinq se trouvent dans le bassin hydrographique du Fraser et six autour de l'île de Vancouver. Sont également inclus les stocks non indicateurs mis en valeur pour atteindre des objectifs de récolte ou de rétablissement qui ont été régulièrement marqués entre 1998 et 2021. De récents projets pilotes de marquage en masse dans les écloseries de la COIV (populations des rivières Conuma, Burman, Gold et Sarita) ont commencé en 2019 et ont été interrompus par la COVID, de sorte que l'évaluation visuelle des contributions des écloseries aux échappées de reproducteurs subséquentes n'était pas disponible pour ce rapport.

Région	Installation d'écloserie	Stocks donneurs élevés à l'installation	Marques disponibles	Années de marquage*		
				MMC	MT	MFF
COIV	Rivière Nitinat	Rivière Nitinat, rivière Sarita	MFF, MT, MMC	1980 à maintenant	1992 à maintenant	2013 à maintenant
COIV	Ruisseau Robertson	Réseau Somass-Sproat-GC, rivière Nahmint	MFF, MT, MMC	1980 à maintenant	1992 à maintenant	2013 à maintenant
COIV	Rivière Conuma	Rivière Conuma, rivière Burman, rivière Gold , rivière Leiner, rivière Sucwoa, rivière Tahsis, rivière Tlupana et rivière Zeballos	MFF, MT	1980 à 2002	1994 à maintenant	2014 à maintenant
CEIV	Rivière Big Qualicum	Rivière Big Qualicum	MFF, MMC	1980 à maintenant	--	2013 à maintenant
CEIV	Rivière Cowichan H	Rivière Cowichan	MFF, MT, MMC	1980 à maintenant	2006 à maintenant	2013 à maintenant
CEIV	Chenal de fraie de la rivière Little Qualicum	Rivière Little Qualicum, rivière Big Qualicum	MFF	1984 à 2002	--	2018 à maintenant
CEIV	Rivière Nanaimo	Rivière Nanaimo (montaisons d'automne et d'été)	MFF, MT	1980 à 2004	2005 à maintenant	2018 à maintenant
CEIV	Rivière Puntledge	Rivière Puntledge (montaisons d'automne et d'été)	MFF, MMC	1980 à maintenant	--	2013 à maintenant
CEIV	Rivière Quinsam	Rivière Campbell, rivière Quinsam	MFF, MT, MMC	1980 à maintenant	1996 à maintenant	2013 à maintenant
Bras de mer côtiers	Ruisseau Tenderfoot	Ruisseau Ashlu, rivière Cheakamus, rivière Mamquam, ruisseau Shovelnose	MFF, MMC	1982 à maintenant	--	2016 à maintenant
Bras de mer côtiers	Rivière Capilano	Rivière Capilano, rivière Chilliwack	MFF, MMC	1992 à maintenant	--	2013 à maintenant
Bas Fraser	Rivière Chilliwack	Rivière Chilliwack (montaisons d'automne et d'été)	MFF, MMC, MT	1984 à maintenant*	1995 à maintenant*	2013 à maintenant*
Bas Fraser	Rivière Chehalis	Rivière Harrison , rivière Chehalis	MFF, MMC	1980 à maintenant	--	2018 à maintenant
Moyen Fraser (basse Thompson)	Ruisseau Spius	Rivière Nicola , ruisseau Spius, rivière Coldwater, rivière Salmon/TMNS	MFF, MMC	1981 à maintenant	--	2013 à maintenant

Région	Installation d'écloserie	Stocks donneurs élevés à l'installation	Marques disponibles	Années de marquage*		
				MMC	MT	MFF
Moyen Fraser (Thompson Sud)	Chutes de Shuswap	Basse Shuswap, moyenne Shuswap	MFF, MMC	1984 à maintenant	--	2013 à maintenant

* Les « années de marquage » peuvent ne pas comprendre les stocks ayant fait l'objet d'un élevage satellite à l'installation, mais elles incluront toujours le « stock domestique » remontant à l'installation.

** Les « années de marquage » pour la rivière Chilliwack sont indiquées pour la population à montaison automnale. La montaison d'été n'a pas été marquée par des MMC avant l'année d'éclosion 2022, et n'a pas été marquée par MFF avant 2018.

C.4. MARQUAGE FONDÉ SUR LA FILIATION

Une autre façon d'évaluer les stocks de saumon d'écloserie par rapport aux stocks de saumon sauvage consiste à utiliser le marquage fondé sur la génétique. Il existe des différences génétiques diagnostiques entre les stocks de saumon, les UC et les individus, et une fois cette variation génétique résolue, les saumons prélevés dans un échantillon de stock mixte peuvent être identifiés par comparaison au catalogue de variation connu. En ce qui concerne le saumon chinook, le MPO a établi une base de référence à l'échelle de la côte pour la variation génétique à 547 polymorphismes mononucléotidiques (SNP) couvrant plus de 369 sites de collecte (Beacham *et al.* 2021a). Cette base de référence facilite l'identification génétique des stocks (IGS) au niveau de l'UC pour la majorité des stocks de saumon chinook de la Colombie-Britannique (Beacham *et al.* 2021a; Beacham *et al.* 2022). De plus, pratiquement tous les stocks de saumon chinook reproducteur en Colombie-Britannique sont maintenant génotypés à ces mêmes SNP. On peut ainsi également remonter la filiation des individus d'écloserie de stocks mixtes grâce à la transmission de la variation diagnostique chez les poissons reproducteurs, l'exactitude de cette attribution étant estimée à plus de 99,5 % (Beacham *et al.* 2017). Ces attributions de filiation, connues sous le nom de marquage fondé sur la filiation (MFF), améliorent considérablement la résolution des identifications possibles pour le saumon chinook d'écloserie. Par exemple, les MFF permettent d'évaluer directement l'écloserie d'origine, la structure par âge, la proportion de poissons d'écloserie et les effets des pratiques d'écloserie sur les saumons en montaison (p. ex. Beacham *et al.* 2019).

La Commission du saumon du Pacifique a apprécié l'utilité potentielle d'une approche d'IGS-MFF pour la surveillance et la gestion de la pêche du saumon chinook de stock mixte dès 2005 (CSP 2005). Trois exigences nécessaires ont été définies, qu'il faudrait respecter avant que des méthodes d'IGS-MFF puissent remplacer les évaluations à l'aide des MMC :

1. les méthodes d'IGS-MFF doivent générer des renseignements équivalents aux MMC;
2. les méthodes d'IGS-MFF ne peuvent pas accroître les coûts globaux de la surveillance;
3. toute augmentation des coûts liée aux méthodes d'IGS-MFF doit générer des renseignements supérieurs à ceux fournis par les MMC.

D'après la récente évaluation à grande échelle, à l'échelle de la côte, de l'IGS-MFF chez le saumon chinook canadien, l'application du panel actuel de SNP du MPO permet de respecter ces trois exigences pour les stocks canadiens (Beacham *et al.* 2021a).

L'application du MFF a commencé en 2013 et a augmenté de façon constante, de sorte que tous les stocks de géniteurs de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique ont été génotypés avec le panel de SNP du MPO depuis 2020, ce qui signifie que les analyses exhaustives par MFF sont en cours pour le saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique. Cette résolution accrue permet d'attribuer de façon définitive le saumon chinook d'écloserie du sud de la Colombie-Britannique au site et à l'année de production. Bien que nous n'ayons pas utilisé le MFF pour évaluer les taux d'égarerment

des poissons d'écloserie dans ce rapport, la disponibilité du MFF à l'avenir représentera un avantage important pour la surveillance exhaustive des poissons égarés d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique (voir le tableau 5 dans Beacham *et al.* 2022).

Pour surveiller l'égaré des saumons chinooks d'écloserie dans le sud de la Colombie-Britannique, le MFF offre deux avantages principaux par rapport aux marques thermiques et aux MMC.

Premièrement, les méthodes utilisées pour génotyper le MFF sont des techniques moléculaires standard qui peuvent être appliquées par de nombreux laboratoires sans requérir des compétences techniques spécialisées en analyse otolithique, qui exige une formation intensive. Deuxièmement, comme les stocks de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique sont déjà entièrement génotypés, le taux de marquage par MFF des chinooks d'écloserie peut atteindre 100 % (à moins de problèmes de qualité des échantillons), un taux beaucoup plus élevé que les taux de marquage à l'aide de MMC (habituellement environ 10 % en Colombie-Britannique; Satterthwaite *et al.* 2015). Étant donné que les taux d'égaré des poissons d'écloserie publiés sont généralement faibles dans le sud de la Colombie-Britannique (~5 % ou moins; p. ex. Candy et Beacham 2000), le marquage presque complet par MFF améliore considérablement la capacité de détecter avec précision le taux d'égaré des poissons d'écloserie et l'égaré peut être surveillé de manière exhaustive à un coût équivalent ou inférieur (Beacham 2021b).

APPENDIX D. TABLEAUX DE L'ÉGAREMENT DES POISSONS DES RIVIÈRES DONNEUSES

Tableau D1. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Conuma d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE CONUMA												
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008	Moyenne
CK-32	Rivière Conuma	20 461	10 366	5 151	12 369	19 533	31 715	35 856	4 656	17 626	891	–
CK-31	Rivière Sarita	–	–	–	–	–	–	3	–	–	–	–
CK-27	Rivière Puntledge – automne	–	15	–	–	–	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	0	15	0	0	0	0	3	0	0	0	2
E_{HUC}	–	0	15	0	0	0	0	3	0	0	0	2
H_{TOT}	–	20 461	10 381	5 151	12 369	19 533	31 715	35 859	4 656	17 626	891	15 864
TE	–	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

Tableau D2. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Conuma d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE CONUMA																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-033	Rivière Marble	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	6	—	—	—	—	—	—	
CK-032	Rivière Conuma	18 612	15 610	9 188	17 542	27 266	29 857	7 248	23 165	8 747	12 639	17 162	16 426	21 627	6 590	61 167	21 172	40 865	37 109	23 984	11 482	8 924	9 201	13 442	—	
	Rivière Artlish	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	602	59	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Burman	—	—	—	—	—	201	91	71	22	—	541	287	—	8	837	712	2 025	1 277	140	1 620	—	81	537	—	
	Rivière Gold	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	85	—	—	6	—	—	—	
	Rivière Kaouk	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	86	—	—	—	—	94	—	—	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Kauwinch	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	254	—	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Leiner	—	—	—	—	—	—	—	63	44	—	182	—	—	230	47	84	362	453	715	188	44	207	85	—	
	Rivière Sucwoa	—	—	—	—	40	—	25	—	—	—	—	16	—	40	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Tahsis	—	—	—	—	—	51	—	9	—	31	61	18	—	—	—	—	90	51	88	13	—	—	—	—	
	Rivière Tahsish	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	383	—	312	317	1 156	—	—	—	—	
	Rivière Tlupana	—	—	—	359	1 140	—	—	—	—	66	—	21	—	46	948	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Zeballos	—	—	—	—	154	256	39	268	261	196	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
CK-031	Rivière Bedwell	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	16	—	—	—	—	
	Rivière Megin	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	36	—	32	—	—	—	—	—	
	Rivière Moyeha	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	109	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Nahmint	—	—	—	—	3	—	—	5	—	—	—	—	—	—	—	—	28	44	5	—	21	17	—	—	
	Rivière San Juan	—	—	—	—	—	—	—	91	—	—	—	—	—	—	—	—	25	—	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Sarita	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5	—	30	—	—	—	—	—	—	—	
	Rivière Toquart	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	26	9	—	—	—	—	—	—	
ETOT	—	0	0	0	359	1 337	508	154	506	327	294	870	451	0	324	2 221	890	3 790	2 299	2 134	1 838	71	305	623	839	
EHUC	—	0	0	0	0	3	0	0	96	0	0	0	109	0	0	5	0	145	58	36	16	21	17	0	22	
HTOT	—	18 612	15 610	9 188	17 901	28 603	30 364	7 402	23 671	9 074	12 933	18 032	16 877	21 627	6 913	63 388	22 061	44 655	39 408	26 118	13 320	8 995	9 506	14 065	20 797	
TE	—	0,0 %	0,0 %	0,0 %	2,0 %	4,7 %	1,7 %	2,1 %	2,1 %	3,6 %	2,3 %	4,8 %	2,7 %	0,0 %	4,7 %	3,5 %	4,0 %	8,5 %	5,8 %	8,2 %	13,8 %	0,8 %	3,2 %	4,4 %	3,6 %	
TEHUC	—	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,6 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	0,1 %	0,1 %	0,1 %	0,2 %	0,2 %	0,0 %	0,1 %	

Tableau D3. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Burman d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE BURMAN																		
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	–	–	–	–	–	698	–	–	–	–	129	–	–	55	29	–	–
	Rivière Burman	234	237	419	1 174	2 549	1 995	1 297	7 299	2 124	2 799	7 342	857	1 154	1 939	2 222	3 146	–
	Rivière Gold	–	–	–	–	–	14	–	–	–	–	57	–	–	75	246	–	–
	Rivière Kaouk	–	–	–	–	–	–	–	–	–	14	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Leiner	–	–	–	–	–	–	–	–	–	8	–	–	9	7	–	–	–
	Rivière Tahsis	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	21	–
	Rivière Tahsish	–	–	–	–	–	–	–	–	–	62	26	26	–	–	–	–	–
	Rivière Zeballos	27	–	12	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	–	–	56	–	–	–	–	–	–	–
CK-022	Rivière Cowichan	–	–	–	–	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	27	0	12	0	8	712	0	0	0	141	212	26	9	137	275	21	99
E_{HUC}	–	0	0	0	0	8	0	0	0	0	56	0	0	0	0	0	0	4
H_{TOT}	–	261	237	430	1 174	2 557	2 706	1 297	7 299	2 124	2 939	7 554	883	1 163	2 076	2 497	3 167	2 398
TE	–	10,2 %	0,0 %	2,7 %	0,0 %	0,3 %	26,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	4,8 %	2,8 %	3,0 %	0,8 %	6,6 %	11,0 %	0,7 %	4,3 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,9 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %

Tableau D4. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Gold d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 20 saumons chinooks au moins, marqués thermiquement, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE GOLD														
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2005*	2006*	2009*	2011*	2012	2013	2015*	2016	2017*	2018*	2019	2020	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	–	–	–	–	–	–	–	–	130	–	–	–	–
	Rivière Burman	13	22	7	–	–	–	402	91	9	142	31	58	–
	Rivière Gold	50	–	–	70	198	297	167	699	–	–	445	2 733	–
	Rivière Leiner	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	7	–	–
	Rivière Tahsis	–	–	–	–	–	–	20	31	–	–	–	–	–
	Rivière Zeballos	2	27	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	34	–	–	117	62	–	–	–	–
	Rivière Bedwell	–	–	–	–	–	–	120	171	51	–	14	–	–
	Rivière Nahmint	–	–	–	–	–	–	14	15	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	15	49	7	0	34	0	556	425	252	142	52	58	114
E_{HUC}	–	0	0	0	0	34	0	134	303	113	0	14	0	70
H_{TOT}	–	65	49	7	70	232	297	723	1 123	252	142	497	2 791	988
TE	–	23,1 %	–	–	0,0 %	14,8 %	0,0 %	76,9 %	37,8 %	–	–	10,5 %	2,1 %	13,0 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	–	–	0,0 %	14,8 %	0,0 %	18,6 %	27,0 %	–	–	2,8 %	0,0 %	8,9 %

Tableau D5. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur du ruisseau Robertson d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égaré (TE) et le taux d'égaré à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RUISSEAU ROBERTSON

UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	931	-	-	-	-	-
	Rivière Gold	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1 377	-	-
CK-031	Rivière Nahmint	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ruisseau Robertson	28 304	11 599	5 782	29 132	38 333	50 790	67 660	25 633	37 634	17 711	23 217	16 234	27 067	16 708	11 788	13 378	19 589	25 684	33 567	34 263	25 268	23 630	27 262	40 515	-
	Rivière Nitinat	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	332	71	11	-	-
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	-
CK-022	Rivière Cowichan	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	114	-	-	-	-	-	-	-
CK-027	Rivière Puntledge – automne	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	27	-	-	9	-	-	-	-
CK-9007	Rivière Capilano	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	-	-	-	-	-	-	-
CK-9008	Rivière Chilliwack	-	-	-	-	-	-	462	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CK-03	Rivière Harrison	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	194	-	-	-	-	-
E_{TOT}	-	74	0	0	0	0	0	468	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	153	0	1142	341	71	1388	0	152
E_{HUC}	-	74	0	0	0	0	0	462	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	153	0	1142	9	0	1377	0	134
H_{TOT}	-	28 378	11 599	5 782	29 132	38 333	50 790	68 128	25 633	37 634	17 711	23 217	16 234	27 067	16 708	11 788	13 378	19 595	25 837	33 567	35 405	25 609	23 701	28 650	40 515	27 266
TE	-	0,3 %	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 %	0,6 %	0,0 %	3,2 %	1,3 %	0,3 %	4,8 %	0,0 %	0,5 %
TE_{HUC}	-	0,3 %	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 %	0,6 %	0,0 %	3,2 %	0,0 %	0,0 %	4,8 %	0,0 %	0,4 %

Tableau D6. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur du ruisseau Robertson d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RUISSEAU ROBERTSON																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-033	Rivière Marble	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-
CK-032	Rivière Artlish	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	33	-	-	-	-	-	-	-
	Rivière Kaouk	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	262	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Rivière Conuma	-	204	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	17	-	-	-	-	259	-	55	29	-	-
	Rivière Burman	-	-	-	-	-	-	-	39	-	2	-	7	-	8	4	-	-	89	46	23	263	-	58	472	-
	Rivière Gold	-	-	-	-	-	-	-	552	-	-	-	-	-	817	485	943	-	490	1 095	-	1 556	705	4 115	-	-
	Rivière Leiner	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	39	-	9	-	-	17	-
	Rivière Sucwoa	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Rivière Tahsis	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	13	49	-	-	-
	Rivière Tlupana	-	-	-	15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Rivière Zeballos	-	-	-	-	-	-	-	1	-	60	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CK-031	Rivière Bedwell	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	68	-	-	-
	Rivière Cypre	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	37	-	-	-
	Ruisseau Tranquil	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	29	-	-	-
	Ruisseau Robertson	52 785	16 011	8 135	51 867	50 472	62 465	77 103	42 016	61 721	19 826	23 993	22 037	31 188	23 056	14 136	25 928	20 174	43 265	42 934	46 478	40 569	30 999	30 759	31 634	-
	Rivière Nahmint	-	11	-	69	337	224	18	11	25	-	-	-	19	-	-	-	30	-	15	2	-	11	-	16	-
	Rivière Sarita	-	-	-	-	-	40	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	5	10	-	9	-	-	4	11	-
	Rivière Nitinat	-	-	-	-	-	-	63	-	32	-	-	35	9	-	-	42	36	-	-	219	440	-	40	67	-
	Rivière San Juan	-	-	-	-	-	-	-	12	-	-	-	-	-	-	-	-	32	-	-	-	-	-	-	-	-
	Rivière Sooke	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	4	7	-	42	-
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	-	-	-	-	-	-	-	-	56	-	-	-	-	-	-	-	-	24	-	-	25	-	-	-	-
	Rivière Salmon/DJN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	-	-	-	-	-	-	74	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CK-083	Rivière Nanaimo – été	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	13	-

RIVIÈRE DONNEUSE : RUISSEAU ROBERTSON

UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-033	Rivière Marble	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	6	–	–	–	–	–	–
CK-022	Rivière Cowichan	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	27	–	–	–	20	–	22	127	66	–	35	66	–	–	–
CK-9008	Rivière Chilliwack	–	–	–	–	–	–	448	–	117	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	0	215	0	84	337	265	604	640	230	63	46	42	34	825	788	984	132	774	1 266	522	2 346	1 026	4 246	637	322
E_{HUC}	–	0	204	0	15	0	0	523	617	173	63	46	7	0	825	788	943	22	764	1 252	292	1 902	874	4 202	502	263
H_{TOT}	–	52 785	16 225	8 135	51 952	50 809	62 729	77 707	42 655	61 950	19 888	24 039	22 079	31 221	23 881	14 924	26 912	20 306	44 039	44 200	47 000	42 914	32 025	35 005	32 272	36 743
TE	–	0,0 %	1,3 %	0,0 %	0,2 %	0,7 %	0,4 %	0,8 %	1,5 %	0,4 %	0,3 %	0,2 %	0,2 %	0,1 %	3,5 %	5,3 %	3,7 %	0,6 %	1,8 %	2,9 %	1,1 %	5,5 %	3,2 %	12,1 %	2,0 %	2,0 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	1,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	1,4 %	0,3 %	0,3 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	3,5 %	5,3 %	3,5 %	0,1 %	1,7 %	2,8 %	0,6 %	4,4 %	2,7 %	12,0 %	1,6 %	1,8 %

Tableau D7. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nahmint d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 3 saumons chinooks porteurs d'une MMC ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 3 saumons chinooks au moins, porteurs d'une MMC, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NAHMINT															
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2002	2004	2010*	2012*	2013	2014*	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	–	–	–	–	–	–	–	–	13	–	–	–	–	–
CK-031	Rivière Nahmint	186	968	111	39	39	4	202	145	85	121	332	346	127	–
	Ruisseau Robertson	–	67	–	–	–	–	1	–	–	1	1	–	20	–
	Rivière Sarita	–	–	–	–	–	–	–	–	–	8	–	–	–	–
CK-025	Rivière Big Qualicum	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	0	67	0	0	0	0	3	0	13	9	1	0	20	18
E_{HUC}	–	0	0	0	0	0	0	2	0	13	0	0	0	0	1
H_{TOT}	–	186	1034	111	39	39	4	205	145	98	130	333	346	147	211
TE	–	0,00 %	6,50 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	1,40 %	0,00 %	13,40 %	6,70 %	0,30 %	0,00 %	13,50 %	4,20 %
TE_{HUC}	–	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,90 %	0,00 %	13,40 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,50 %

Tableau D8. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nahmint d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 20 saumons chinooks au moins, marqués thermiquement, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NAHMINT																					
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2000*	2001	2002	2003	2004	2005*	2006	2007*	2008*	2009*	2010	2012	2013	2014*	2015	2016	2017	2018*	2019	Moyenne
CK-032	Rivière Leiner	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	7	—
CK-031	Ruisseau Robertson	—	140	62	71	—	—	—	25	—	145	43	—	—	—	—	—	62	—	—	—
	Rivière Nahmint	48	139	79	255	814	88	394	—	71	22	174	49	41	10	21	250	87	49	296	—
	Rivière Sarita	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	10	—	—	—	—	—
E_{TOT}	—	0	140	62	71	0	0	0	25	0	145	43	0	0	0	10	0	62	0	7	32
E_{HUC}	—	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	1
H_{TOT}	—	48	279	141	325	814	88	394	25	71	167	217	49	41	10	31	250	149	49	303	232
TE	—	0,0 %	50,3 %	44,0 %	21,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	—	0,0 %	86,8 %	20,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	32,6 %	0,0 %	41,5 %	0,0 %	2,4 %	17,7 %
TE_{HUC}	—	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 %	0,0 %	0,0 %	2,4 %	0,2 %

Tableau D9. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Sarita d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 3 saumons chinooks porteurs d'une MMC ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 3 saumons chinooks au moins, porteurs d'une MMC, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE SARITA															
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2002	2003	2004	2011*	2012	2013	2014	2018*	2019	2020	2021	Moyenne
CK-031	Ruisseau Robertson	18	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Sarita	272	108	605	217	73	5	79	358	36	16	37	673	590	–
	Rivière Nitinat	–	–	22	–	11	–	–	–	–	–	–	15	–	–
E_{TOT}	–	18	0	22	0	11	0	0	0	0	0	0	15	0	5
E_{HUC}	–	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H_{TOT}	–	290	108	627	217	84	5	79	358	36	16	37	689	590	241
TE	–	6,10 %	0,00 %	3,60 %	0,00 %	13,40 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	2,20 %	0,00 %	2,30 %
TE_{HUC}	–	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %	0,00 %

Tableau D10. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Sarita d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total de récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 20 saumons chinooks au moins, marqués thermiquement, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE SARITA																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998*	1999*	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018*	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Kaouk	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	24	—	—	—	—	—	—	—	—
	Rivière Conuma	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	40	—
	Rivière Tahsis	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	10	13	—	—	21	—
	Rivière Zeballos	—	—	—	—	—	—	—	1	13	20	—	5	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-031	Rivière Nahmint	—	—	—	—	6	5	—	—	15	—	—	—	19	—	21	—	—	7	44	2	—	42	17	16	—
	Rivière Sarita	30	5	275	206	2 950	3 272	2 043	1 199	3 076	1 581	929	612	783	1 398	1 463	952	515	2 178	2 947	2 411	—	1 695	1 833	3 255	—
	Rivière Nitinat	—	242	—	—	97	—	—	—	—	—	28	35	9	—	14	—	—	25	85	292	147	—	321	67	—
	Rivière San Juan	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	4	—
E _{TOT}	—	0	242	0	0	103	5	0	1	28	20	28	41	28	0	34	0	24	32	129	305	160	42	338	147	71
E _{HUC}	—	0	0	0	0	0	0	0	1	13	20	0	5	0	0	0	0	24	0	0	10	13	0	0	61	6
H _{TOT}	—	30	247	275	206	3 053	3 277	2 043	1 200	3 104	1 601	957	653	811	1 398	1 497	952	538	2 211	3 077	2 715	160	1 737	2 171	3 401	1 555
TE	—	0,0 %	98,1 %	0,0 %	0,0 %	3,4 %	0,2 %	0,0 %	0,1 %	0,9 %	1,3 %	2,9 %	6,2 %	3,5 %	0,0 %	2,3 %	0,0 %	4,4 %	1,5 %	4,2 %	11,2 %	—	2,4 %	15,6 %	4,3 %	3,1 %
TE _{HUC}	—	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,4 %	1,3 %	0,0 %	0,8 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	4,4 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	—	0,0 %	0,0 %	1,8 %	0,4 %

Tableau D11. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nitinat d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total de récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NITINAT											
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Moyenne
CK-031	Ruisseau Robertson	–	27	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Sarita	–	42	–	–	–	–	23	–	–	–
	Rivière Nitinat	33 946	20 162	8 749	13 273	4 278	25 100	14 793	16 334	10 447	–
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	–	–	–	–	57	–	–	–
E_{TOT}	–	0	69	0	0	0	0	80	0	0	17
E_{HUC}	–	0	0	0	0	0	0	57	0	0	6
H_{TOT}	–	33 946	20 231	8 749	13 273	4 278	25 100	14 873	16 334	10 447	16 359
TE	–	0,0 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

Tableau D12. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nitinat d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NITINAT																									
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Leiner	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	5	—	—	—	—	—	—	—	—
	Rivière Tahsis	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	10	—	—	—	—
	Rivière Zeballos	—	—	—	—	—	—	—	2	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-031	Ruisseau Robertson	—	—	—	—	—	71	—	—	—	—	—	29	—	—	—	—	—	—	—	62	—	—	—	—
	Ruisseau Clemens	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	41	—	—	—	—	—	—
	Rivière Nahmint	—	—	—	—	—	—	—	—	5	—	—	—	39	—	—	—	—	7	—	—	—	—	—	—
	Rivière Sarita	30	9	10	4	81	323	186	—	68	—	—	18	27	8	33	194	16	61	—	26	—	27	89	—
	Rivière Nitinat	4 152	10 739	2 998	7 086	19 523	37 724	15 172	14 002	13 591	6 868	9 712	6 543	6 573	9 796	6 840	36 620	33 033	23 554	19 866	19 270	28 012	34 120	27 116	—
	Rivière San Juan	—	—	—	—	—	—	—	12	23	—	20	—	—	—	55	—	193	—	—	—	—	6	4	—
	Rivière Sooke	—	—	—	—	—	—	—	117	—	—	—	—	—	—	74	—	390	—	—	245	348	408	85	—
CK-029	Rivières Campbell/ Quinsam	—	—	—	—	—	—	—	—	28	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	31
	Rivière Salmon/DJN	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	59	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-025	Rivière Nanaimo	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	55	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
E _{TOT}	—	30	9	10	4	81	394	186	131	123	0	75	106	65	8	162	199	599	109	0	342	348	442	209	158
E _{HUC}	—	0	0	0	0	0	0	0	2	28	0	55	59	0	0	0	5	0	0	0	10	0	0	31	8
H _{TOT}	—	4 181	10 748	3 009	7 090	19 604	38 118	15 357	14 133	13 714	6 868	9 787	6 648	6 638	9 804	7 002	36 819	33 632	23 662	19 866	19 612	28 360	34 562	27 325	17 241
TE	—	0,7 %	0,1 %	0,3 %	0,1 %	0,4 %	1,0 %	1,2 %	0,9 %	0,9 %	0,0 %	0,8 %	1,6 %	1,0 %	0,1 %	2,3 %	0,5 %	1,8 %	0,5 %	0,0 %	1,7 %	1,2 %	1,3 %	0,8 %	0,9 %
TE _{HUC}	—	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,0 %	0,6 %	0,9 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,1 %

Tableau D13. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Cowichan d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE COWICHAN																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-022	Rivière Cowichan	4 182	2 253	1 885	2 775	3 447	1 577	1 352	1 207	750	1 217	628	430	774	1 631	2 265	1 711	1 041	718	1 812	1 560	1 103	586	4 180	1 803	—
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	—	7	—	—	13	12	67	187	—	—	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-083	Rivière Puntledge – été	17	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-027	Rivière Little Qualicum	36	—	16	19	26	40	29	38	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	6	—	—	2	—	—
	Rivière Big Qualicum	205	52	53	91	83	73	26	232	93	35	73	79	28	48	80	45	32	40	13	17	6	6	21	11	—
	Rivière Puntledge – automne	23	52	20	130	64	—	22	41	44	—	—	3	—	12	2	18	18	8	5	4	—	2	2	—	—
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	26	—	10	—	—	—	17	—	—	—	9	—	—	—	3	—	3	1	1	—	—	—	—	—	—
CK-03	Rivière Harrison	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	113	—	—	18	—	19	—	—	—	—
CK-9006	Rivière Stave	—	76	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-9007	Rivière Capilano	48	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—
CK-9008	Rivière Chilliwack	—	—	—	—	10	—	—	—	—	—	—	34	—	—	—	15	—	—	1	—	—	—	—	—	—
CK-015	Basse Shuswap	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2	—	—	—	—	—
E_{TOT}	—	354	187	99	240	196	125	162	497	137	35	84	116	28	60	86	191	53	49	40	29	26	8	25	11	118
E_{HUC}	—	354	187	99	240	196	125	162	497	137	35	84	116	28	60	86	191	53	49	40	29	26	8	25	11	118
H_{TOT}	—	4 536	2 440	1 984	3 015	3 643	1 702	1 514	1 704	887	1 252	712	546	802	1 692	2 350	1 902	1 094	767	1 852	1 589	1 129	594	4 205	1 814	1 822
TE	—	7,8 %	7,7 %	5,0 %	7,9 %	5,4 %	7,3 %	10,7 %	29,2 %	15,4 %	2,8 %	11,8 %	21,2 %	3,5 %	3,6 %	3,6 %	10,1 %	4,9 %	6,4 %	2,1 %	1,8 %	2,3 %	1,3 %	0,6 %	0,6 %	7,2 %

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE COWICHAN

UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
TE_{HUC}	—	7,8 %	7,7 %	5,0 %	7,9 %	5,4 %	7,3 %	10,7 %	29,2 %	15,4 %	2,8 %	11,8 %	21,2 %	3,5 %	3,6 %	3,6 %	10,1 %	4,9 %	6,4 %	2,1 %	1,8 %	2,3 %	1,3 %	0,6 %	0,6 %	7,2 %

Tableau D14. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Cowichan d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE COWICHAN															
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-022	Rivière Cowichan	287	966	1 576	1 537	2 137	1 802	1 411	1 160	2 404	1 932	1 661	668	2 820	–
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	34	27	–	–	–	–	–	49	43	–	–	–	–	
E_{TOT}	–	34	27	0	0	0	0	0	49	43	0	0	0	0	12
E_{HUC}	–	34	27	0	0	0	0	0	49	43	0	0	0	0	12
H_{TOT}	–	321	993	1 576	1 537	2 137	1 802	1 411	1 209	2 447	1 932	1 661	668	2 820	1 578
TE	–	10,5 %	2,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	4,1 %	1,8 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,5 %
TE_{HUC}	–	10,5 %	2,7 %	0,0 %	0,0 %	0,00	0,0 %	0,0 %	4,1 %	1,8 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,5 %

Tableau D15. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nanaimo – automne d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NANAIMO – AUTOMNE													
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Moyenne
CK-022	Rivière Cowichan	–	–	33	–	–	23	–	–	31	14	–	–
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	733	851	214	426	1010	1319	1334	425	1628	774	272	–
CK-027	Rivière Big Qualicum	–	–	–	2	–	7	–	–	–	–	2	–
	Rivière Little Qualicum	–	–	–	–	–	2	1	–	–	–	–	–
	Rivière Puntledge – automne	30	20	–	1	5	11	111	7	5	3	3	–
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–	–
CK-083	Rivière Puntledge – été	19	9	–	–	6	–	–	–	–	–	–	–
CK-9007	Rivière Capilano	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	49	29	33	3	11	43	116	7	37	16	5	32
E_{HUC}	–	49	29	33	4	11	43	116	7	37	16	5	32
H_{TOT}	–	783	880	247	430	1 021	1 362	1 451	432	1 665	791	278	849
TE	–	6,3 %	3,3 %	13,4 %	0,7 %	1,1 %	3,1 %	8,0 %	1,6 %	2,2 %	2,0 %	1,9 %	4,0 %
TE_{HUC}	–	6,3 %	3,3 %	13,4 %	1,0 %	1,1 %	3,1 %	8,0 %	1,6 %	2,2 %	2,0 %	1,9 %	4,0 %

Tableau D16. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nanaimo – automne d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 20 saumons chinooks au moins, marqués thermiquement, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NANAIMO – AUTOMNE																
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2020*	2021*	Moyenne
CK-029	RivièresCampbell/Quinsam	–	–	–	–	14	–	–	–	12	–	–	–	–	–	–
CK-025	Rivière Chemainus	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–
	Rivière Nanaimo – automne	2 253	2 635	2 163	2 609	4 213	1 194	3 526	1 709	3 133	2 900	2 836	2 370	–	–	–
CK-022	Rivière Cowichan	6	14	–	48	29	51	–	–	12	–	–	–	–	223	–
E_{TOT}	–	6	14	0	48	43	51	0	0	23	0	0	0	5	223	29
E_{HUC}	–	6	14	0	48	43	51	0	0	23	0	0	0	0	223	15
H_{TOT}	–	2 258	2 649	2 163	2 657	4 256	1 245	3 526	1 709	3 157	2 900	2 836	2 370	5	223	2 644
TE	–	0,2 %	0,5 %	0,0 %	1,8 %	1,0 %	4,1 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	–	–	0,7 %
TE_{HUC}	–	0,2 %	0,5 %	0,0 %	1,8 %	1,0 %	4,1 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	–	–	0,7 %

Tableau D17. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Capilano d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE CAPILANO																
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-9007	Rivière Capilano	669	240	154	761	102	164	12	199	859	463	1 254	1 128	1 412	473	–
CK-9008	Rivière Chilliwack	–	8	–	–	–	–	–	–	3	23	45	6	2	–	–
CK-9006	Rivière Stave	–	24	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-03	Rivière Harrison	69	86	–	–	–	–	–	–	89	63	71	23	103	119	–
E_{TOT}	–	69	118	0	0	0	0	0	0	93	86	115	30	105	119	52
E_{HUC}	–	69	118	0	0	0	0	0	0	93	86	115	30	105	119	52
H_{TOT}	–	738	358	154	761	102	164	12	199	951	549	1 369	1 157	1 517	593	616
TE	–	9,3 %	32,9 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	9,7 %	15,7 %	8,4 %	2,6 %	6,9 %	20,2 %	7,6 %
TE_{HUC}	–	9,3 %	32,9 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	9,7 %	15,7 %	8,4 %	2,6 %	6,9 %	20,2 %	7,6 %

Tableau D18. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Big Qualicum d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE BIG QUALICUM																											
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-022	Rivière Cowichan	–	12	–	76	59	58	–	–	–	–	–	60	–	–	39	–	–	7	–	–	–	–	–	–	–	
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	54	–	–	–	–	9	–	–	–	–	33	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-027	Rivière Big Qualicum	2 512	4 083	3 122	5 667	3 051	2 759	4 113	5 426	8 470	5 938	4 034	5 907	4 648	4 773	2 897	4 207	7 147	6 748	4 002	7 452	3 615	6 104	7 896	7 088	–	
	Rivière Little Qualicum	16	70	–	118	14	22	154	92	57	70	–	–	–	–	–	–	–	–	–	53	–	–	227	–	–	
	Rivière Puntledge – automne	–	–	–	–	32	–	–	–	–	–	–	85	24	11	–	16	39	20	–	6	–	–	–	–	–	
CK-029	Rivières Campbell/ Quinsam	–	–	–	–	58	–	6	20	–	–	–	–	32	2	–	–	–	8	–	–	5	–	95	–	–	
CK-083	Rivière Puntledge – été	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	35	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-9007	Rivière Capilano	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	6	–	–	–	–	–	–	–	
Aucune UC	Porteau Cove	–	32	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
E _{TOT}		71	115	0	194	163	89	160	112	57	70	33	181	55	13	39	16	39	41	0	59	5	0	322	0	76	
E _{HUC}		54	45	0	76	117	67	6	20	0	0	33	96	32	2	39	0	0	21	0	0	5	0	95	0	30	
H _{TOT}		2 583	4 198	3 122	5 861	3 214	2 848	4 272	5 537	8 527	6 009	4 067	6 087	4 704	4 787	2 936	4 223	7 187	6 789	4 002	7 512	3 621	6 104	8 218	7 088	5 146	
TE		2,7 %	2,7 %	0,0 %	3,3 %	5,1 %	3,1 %	3,7 %	2,0 %	0,7 %	1,2 %	0,8 %	3,0 %	1,2 %	0,3 %	1,3 %	0,4 %	0,5 %	0,6 %	0,0 %	0,8 %	0,2 %	0,0 %	3,9 %	0,0 %	1,6 %	
TE _{HUC}		2,1 %	1,1 %	0,0 %	1,3 %	3,6 %	2,4 %	0,1 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	0,8 %	1,6 %	0,7 %	0,0 %	1,3 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,0 %	1,2 %	0,0 %	0,7 %	

Tableau D19. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Puntledge – automne d’après l’échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l’extérieur de l’UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d’écloserie (H_{TOT}), le taux d’égarement (TE) et le taux d’égarement à l’extérieur de l’UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE PUNTLEDGE – AUTOMNE																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	239	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-027	Rivière Big Qualicum	–	–	–	–	–	19	–	–	–	31	–	–	–	–	–	–	–	12	20	–	–	–	–	–	–
	Rivière Puntledge – automne	43	122	525	3 195	3 862	6 569	5 419	4 154	7 787	5 501	4 326	5 559	2 821	2 756	2 960	5 242	5 081	5 188	5 023	6 336	4 361	8 885	6 296	2 174	–
CK-028	Rivière Phillips	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	316	–	–	–	–	104	–	–	–	–	–	–	–
CK-029	Rivières Campbell/ Quinsam	–	–	–	5	12	–	–	–	–	241	–	–	–	60	41	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-083	Rivière Puntledge – été	24	1	17	167	198	122	–	–	123	575	134	249	257	69	–	–	32	–	23	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}		2	0	0	5	12	19	0	0	0	272	239	0	316	60	41	0	0	116	20	0	0	0	0	48	48
E_{HUC}		2	0	0	5	12	0	0	0	0	241	239	0	316	60	41	0	0	104	0	0	0	0	0	44	44
H_{TOT}		69	123	542	3 367	4 072	6 710	5 419	4 154	7 910	6 349	4 699	5 808	3 394	2 884	3 001	5 242	5 113	5 304	5 066	6 336	4 361	8 885	6 296	4 570	4 570
TE		2,5 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,3 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	4,3 %	5,1 %	0,0 %	9,3 %	2,1 %	1,4 %	0,0 %	0,0 %	2,2 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,2 %	1,2 %
TE_{HUC}		2,5 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	3,8 %	5,1 %	0,0 %	9,3 %	2,1 %	1,4 %	0,0 %	0,0 %	2,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,2 %	1,2 %

Tableau D20. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nanaimo – été d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 3 saumons chinooks porteurs d'une MMC ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 3 saumons chinooks au moins, porteurs d'une MMC, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NANAIMO - ÉTÉ										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005*	Moyenne
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	5	74	28	97	47	113	–	–	–
CK-083	Rivière Nanaimo – été	16	179	217	81	400	367	80	31	–
	Rivière Puntledge – été	–	7	14	10	–	–	–	–	–
CK-027	Rivière Puntledge – automne	–	6	–	–	24	–	–	–	–
E_{TOT}	–	0	13	14	10	24	0	0	0	9
E_{HUC}	–	0	6	0	0	24	0	0	0	4
H_{TOT}	–	21	265	258	188	471	480	80	31	252
TE	–	0,0 %	4,9 %	5,3 %	5,3 %	5,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	2,9 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	2,4 %	0,0 %	0,0 %	5,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,1 %

Tableau D21. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nanaimo – été d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 20 saumons chinooks au moins, marqués thermiquement, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NANAIMO - ÉTÉ														
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2007*	2008	2009*	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2017*	2018	2021	Moyenne
CK-022	Rivière Cowichan	–	–	–	40	7	51	17	–	–	–	–	–	–
CK-083	Rivière Nanaimo – été	44	249	95	343	540	443	645	479	107	180	178	623	–
E_{TOT}	–	0	0	0	40	7	51	17	0	0	0	0	0	13
E_{HUC}	–	0	0	0	40	7	51	17	0	0	0	0	0	13
H_{TOT}	–	44	249	95	383	547	493	663	479	107	180	178	623	414
TE	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	10,4 %	1,3 %	10,2 %	2,6 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	2,7 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	10,4 %	1,3 %	10,2 %	2,6 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	2,7 %

Tableau D22 : Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Puntledge – été d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE PUNTLEDGE - ÉTÉ																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	–	–	–	–	–	47	–	–	–	–	9	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-027	Rivière Puntledge – automne	13	55	100	458	192	355	751	963	615	253	185	204	194	267	82	90	259	323	153	124	41	108	67	53	–
CK-083	Rivière Puntledge – été	89	498	524	1371	711	882	528	694	1317	1012	445	1713	1153	782	497	423	593	310	384	177	483	475	385	376	–
CK-020	Rivière Cheakamus	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	3
E_{HUC}	–	0	0	0	0	0	47	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	3	3
H_{TOT}	–	102	553	624	1829	904	1285	1279	1656	1932	1265	638	1917	1348	1050	579	513	852	634	537	301	524	583	453	929	929
TE	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	3,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,4 %	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 %	0,2 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	3,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	1,4 %	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 %	0,2 %

Tableau D23. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur des rivières Campbell/Quinsam d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRES CAMPBELL/QUINSAM																											
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-027	Rivière Big Qualicum	65	11	7	–	75	33	36	–	45	–	9	88	32	–	12	83	81	74	3	27	–	11	17	40	–	
	Rivière Little Qualicum	–	–	–	–	–	–	9	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	18	–	–	
	Rivière Puntledge – automne	–	–	7	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	–	–	–	7	–	–	–	10	6	52	–	–	
CK-083	Rivière Puntledge – été	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	20	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-028	Rivière Phillips	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	128	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-029	Rivières Campbell/Q uinsam	3338	5927	6152	10684	8575	4938	6674	5703	6319	4660	4183	3445	2276	3301	2879	2928	1769	2484	6310	7180	5305	5699	5942	5500	–	
E _{TOT}	–	65	11	14	0	75	33	46	0	45	0	25	88	52	128	12	83	88	74	3	27	10	17	86	40	43	
E _{HUC}	–	65	11	14	0	75	33	46	0	45	0	25	88	52	128	12	83	88	74	3	27	10	17	86	40	43	
H _{TOT}	–	3 403	5 938	6 166	10 684	8 650	4 971	6 720	5 703	6 364	4 660	4 208	3 533	2 327	3 429	2 892	3 011	1 857	2 558	6 313	7 207	5 315	5 716	6 028	5 540	5 133	
TE	–	1,9 %	0,2 %	0,2 %	0,0 %	0,9 %	0,7 %	0,7 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	0,6 %	2,5 %	2,2 %	3,7 %	0,4 %	2,8 %	4,7 %	2,9 %	0,0 %	0,4 %	0,2 %	0,3 %	1,4 %	0,7 %	1,2 %	
TE _{HUC}	–	1,9 %	0,2 %	0,2 %	0,0 %	0,9 %	0,7 %	0,7 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	0,6 %	2,5 %	2,2 %	3,7 %	0,4 %	2,8 %	4,7 %	2,9 %	0,0 %	0,4 %	0,2 %	0,3 %	1,4 %	0,7 %	1,2 %	

Tableau D24 : Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur des rivières Campbell/Quinsam d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRES CAMPBELL/QUINSAM																								
UC réceptrice	Rivière réceptrice	2000	2001	2002	2003*	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	4 947	11 927	10 709	—	7 623	7 615	6 502	4 724	3 861	4 752	3 345	3 838	3 846	2 890	1 932	2 444	5 961	8 443	6 202	6 405	8 222	5 441	—
	Rivière Salmon/DJN	—	—	—	—	—	—	—	31	57	119	33	—	—	—	10	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-022	Rivière Cowichan	—	—	—	1 003	77	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
E_{TOT}	—	0	0	0	1 003	77	0	0	31	57	119	33	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0	60
E_{HUC}	—	0	0	0	1 003	77	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49
H_{TOT}	—	4 947	11 927	10 709	1 003	7 701	7 615	6 502	4 755	3 918	4 871	3 378	3 838	3 846	2 890	1 942	2 444	5 961	8 443	6 202	6 405	8 222	5 441	5 589
TE	—	0,0 %	0,0 %	0,0 %	—	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,7 %	1,5 %	2,4 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,5 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %
TE_{HUC}	—	0,0 %	0,0 %	0,0 %	—	1,0 %	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 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

Tableau D25. Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Harrison d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE HARRISON																											
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moy enne	
CK-03	Rivière Harrison	17 486	6 674	2 813	8 518	3 801	7 509	7 474	9 388	5 010	2 718	358	1 905	1 573	2 249	2 002	2 931	1 581	1 635	2 194	1 141	2 783	1 909	1 963	2 289	–	
CK-9008	Rivière Chilliwack	–	–	–	–	–	52	–	66	–	–	–	1	–	–	1	49	–	–	25	4	24	19	–	–	–	
CK-9006	Rivière Stave	55	66	–	31	16	42	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-029	Rivières Campbell/ Quinsam	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
E_{TOT}	–	55	66	0	31	16	94	0	66	0	0	0	1	1	0	1	49	0	0	25	4	24	19	0	0	19	
E_{HUC}	–	55	66	0	31	16	94	0	66	0	0	0	1	1	0	1	49	0	0	25	4	24	19	0	0	19	
H_{TOT}	–	17 542	6 740	2 813	8 549	3 817	7 603	7 474	9 453	5 010	2 718	358	1 906	1 574	2 249	2 003	2 980	1 581	1 635	2 220	1 145	2 807	1 927	1 963	2 289	4 098	
TE	–	0,3 %	1,0 %	0,0 %	0,4 %	0,4 %	1,2 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	1,7 %	0,0 %	0,0 %	1,1 %	0,4 %	0,8 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	
TE_{HUC}	–	0,3 %	1,0 %	0,0 %	0,4 %	0,4 %	1,2 %	0,0 %	0,7 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	1,7 %	0,0 %	0,0 %	1,1 %	0,4 %	0,8 %	1,0 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	

Tableau D26. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Chilliwack d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE CHILLIWACK - AUTOMNE																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-9008	Rivière Chilliwack	41 659	45 463	61 792	21 269	24 050	17 092	17 249	53 617	25 439	37 199	29 026	24 658	70 504	52 637	23 860	30 017	29 706	19 769	27 759	17 178	23 740	45 164	30 067	40 234	–
CK-9006	Rivière Stave	593	362	136	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-03	Rivière Harrison	469	504	91	9	–	904	–	–	196	–	105	248	198	–	–	114	138	282	109	261	–	65	168	138	–
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	–	–	–	–	–	–	–	4	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-027	Rivière Puntledge – automne	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	1061	867	227	9	0	904	0	0	196	17	113	248	198	0	0	114	138	282	109	261	0	65	168	138	213
E_{HUC}	–	1061	867	227	9	0	904	0	0	196	17	113	248	198	0	0	114	138	282	109	261	0	65	168	138	213
H_{TOT}	–	42 720	46 330	62 019	21 278	24 050	17 996	17 249	53 617	25 635	37 216	29 138	24 906	70 702	52 637	23 860	30 131	29 844	20 051	27 868	17 440	23 740	45 228	30 235	40 372	33 928
TE	–	2,5 %	1,9 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	5,0 %	0,0 %	0,0 %	0,8 %	0,0 %	0,4 %	1,0 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	0,5 %	1,4 %	0,4 %	1,5 %	0,0 %	0,1 %	0,6 %	0,3 %	0,7 %
TE_{HUC}	–	2,5 %	1,9 %	0,4 %	0,0 %	0,0 %	5,0 %	0,0 %	0,0 %	0,8 %	0,0 %	0,4 %	1,0 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,4 %	0,5 %	1,4 %	0,4 %	1,5 %	0,0 %	0,1 %	0,6 %	0,3 %	0,7 %

Tableau D27 : Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Chilliwack d'après l'échantillonnage des marques thermiques dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière donneuse sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} (dans la colonne de droite) ont été calculées uniquement avec les années où 20 saumons chinooks au moins, marqués thermiquement, revenus dans leur cours d'eau natal, ont été récupérés dans la rivière donneuse.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE CHILLIWACK - AUTOMNE																	
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2013*	Moyenne
CK-031	Rivière Nitinat	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13	42	–
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	–	–	–	–	–	–	–	21	–	–	–	–	–	–
CK-9008	Rivière Chilliwack	61 137	73 465	68 369	65 969	56 037	50 073	51 122	30 060	38 152	18 106	31 299	10 926	69 824	44 131		–
E_{TOT}	–	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	13	42	5
E_{HUC}	–	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21	0	0	0	13	42	5
H_{TOT}	–	61 137	73 465	68 369	65 969	56 037	50 073	51 122	30 060	38 152	18 127	31 299	10 926	69 824	44 144	42	44 583
TE	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	–	0,0 %
TE_{HUC}	–	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	–	0,0 %

Tableau D28 : Tableau D. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la rivière Nicola d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. *Il convient de noter que la rivière Nicola est la seule population de type fluvial dans notre étude et que, selon notre définition de l'égarement, les récupérations dans la rivière Coldwater et le ruisseau Spius ne seraient pas considérés comme des poissons égarés, car ce sont des affluents du cours principal de la basse Thompson. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarement (TE) et le taux d'égarement à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : RIVIÈRE NICOLA																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-017	Rivière Coldwater	4	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Nicola	406	4 397	2 570	2 926	3 136	3 029	638	489	626	123	806	144	2 216	590	504	1 392	384	1 323	760	945	1 164	2 173	1 467	3 039	–
	Ruisseau Spius	27	–	125	246	–	27	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
E_{TOT}	–	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
E_{HUC}	–	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
H_{TOT}	–	437	4 397	2 695	3 172	3 136	3 056	638	489	626	123	806	144	2 216	590	504	1 392	384	1 323	760	945	1 164	2 173	1 467	3 039	1 487
TE	–	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 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
TE_{HUC}	–	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 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

Tableau D29. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la basse Shuswap d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : BASSE SHUSWAP																										
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-015	Basse Shuswap	2 123	5 317	4 783	6 996	5 397	7 320	2 495	1 799	3 796	1 192	3 042	2 308	2 484	1 716	1 372	5 568	2 579	3 466	1 404	1 784	3 555	5 655	5 047	4 055	—
	Moyenne Shuswap	116	—	—	58	—	—	—	—	83	—	—	10	65	2	—	83	46	74	—	16	11	63	79	170	—
CK-017	Ruisseau Spius	—	—	61	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
E_{TOT}	—	0	0	61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
E_{HUC}	—	0	0	61	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
H_{TOT}	—	2 239	5 317	4 844	7 054	5 397	7 320	2 495	1 799	3 879	1 192	3 042	2 318	2 549	1 718	1 372	5 651	2 625	3 540	1 404	1 800	3 566	5 717	5 126	4 224	3 591
TE	—	0,0 %	0,0 %	1,3 %	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 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %
TE_{HUC}	—	0,0 %	0,0 %	1,3 %	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 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %

Tableau D30. Nombre total de récupérations étendues pour le stock donneur de la moyenne Shuswap d'après l'échantillonnage des MMC dans 49 rivières réceptrices du sud de la Colombie-Britannique. Le nombre total des récupérations étendues de poissons égarés (E_{TOT}), le nombre total des poissons égarés étendus récupérés à l'extérieur de l'UC (E_{HUC}), le nombre total des récupérations étendues de poissons d'écloserie (H_{TOT}), le taux d'égarément (TE) et le taux d'égarément à l'extérieur de l'UC (TE_{HUC}) sont présentés chaque année. Les moyennes de E_{TOT} , E_{HUC} , H_{TOT} , TE et TE_{HUC} sont indiquées dans la colonne de droite.

RIVIÈRE DONNEUSE : MOYENNE SHUSWAP																					
UC réceptrice	Rivière réceptrice	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-015	Basse Shuswap	79	–	16	9	–	–	8	–	–	4	25	7	118	2	9	14	57	33	12	–
	Moyenne Shuswap	3 474	2 513	2 837	3 555	6 534	3 677	1 615	1 746	53	159	1 162	751	1 515	232	320	985	951	1 297	546	–
E_{TOT}	–	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E_{HUC}	–	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
H_{TOT}	–	3 553	2 513	2 853	3 564	6 534	3 677	1 623	1 746	53	163	1 187	758	1 633	234	329	999	1 008	1 330	558	1 806
TE	–	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 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
TE_{HUC}	–	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 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %

APPENDIX E. CONTRIBUTION ANNUELLE DES POISSONS ÉGARÉS ET D'ÉCLOSERIE À LA RIVIÈRE RÉCEPTRICE

Tableau E1. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Marble pendant les années de montaison 2005 à 2019, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{GÉF_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{GÉF_{égaré}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{GÉF_{égaré, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE MARBLE												
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2005	2006	2008	2009	2012	2013	2015	2016	2019	Moyenne
CK-033	Rivière Marble	OE	–	–	29	637	214	–	–	404	24	–
		ON	2 342	3 100	2 673	2 833	2 154	2 089	6 519	1 205	4 947	–
CK-032	Rivière Conuma	–	–	–	–	–	–	–	–	6	–	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	–	6	–	–
p_{GON}	–	–	1,00	1,00	0,99	0,82	0,91	1,00	1,00	0,74	1,00	0,94
$p_{GÉF_{local}}$	–	–	0,00	0,00	0,01	0,18	0,09	0,00	0,00	0,25	0,00	0,06
$p_{GÉF_{égaré}}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
$p_{GÉF_{égaré, HUC}}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00

Tableau E2. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Tahsish pendant les années de montaison 2013 à 2017, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Tahsish n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE TAHSISH								
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2013*	2014*	2015	2016	2017	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	—	—	—	62	26	26	—
	Rivière Conuma	—	383	—	312	317	1 156	—
	Rivière Leiner	—	—	—	—	—	26	—
	Rivière Tahsish	ON	—	796	457	422	499	—
$pGON$	—	—	0,00	1,00	0,55	0,55	0,29	0,60
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	1,00	0,00	0,45	0,45	0,71	0,40
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E3. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Kaouk pendant les années de montaison 2009 à 2017, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Kaouk n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE KAOUK										
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2009*	2010*	2012*	2014*	2015	2016*	2017*	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	—	—	—	—	—	14	—	—	—
	Rivière Conuma	—	86	—	—	94	—	—	—	—
	Rivière Kaouk	ON	514	235	—	118	391	423	671	—
CK-031	Ruisseau Robertson	—	—	—	262	—	—	—	—	—
	Rivière Sarita	—	—	—	—	24	—	—	—	—
$pGON$	—	—	0,86	1,00	0,00	0,50	0,96	1,00	1,00	0,96
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,14	0,00	1,00	0,50	0,04	0,00	0,00	0,04
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	1,00	0,10	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E4. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Artlish pendant les années de montaison 2015 et 2016, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{GÉF_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{GÉF_{égaré}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{GÉF_{égaré, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Artlish n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE ARTLISH				
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2015	2016*
CK-032	Rivière Artlish	ON	569	176
	Rivière Conuma	—	602	59
CK-031	Ruisseau Robertson	—	33	—
p_{GON}	—	—	0,47	0,75
$p_{GÉF_{local}}$	—	—	0,00	0,00
$p_{GÉF_{égaré}}$	—	—	0,53	0,25
$p_{GÉF_{égaré, HUC}}$	—	—	0,03	0,00
				Moyenne
				—
				—
				—
				0,61
				0,00
				0,39
				0,01

Tableau E5. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Kauwinch pendant l'année de montaison 2015 (la seule échantillonnée entre 1998 et 2021), selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; ($pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Kauwinch n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE KAUWINCH				
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2015*	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	—	254	—
	Rivière Kauwinch	ON	170	—
$pGON$	—	—	0,40	0,40
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,60	0,60
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00

Tableau E6. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Conuma pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CONUMA																										
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	204	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	17	–	–	–	–	259	–	55	29	–	–
	Rivière Sarita	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	40	–
CK-032	Rivière Burman	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	698	–	–	–	–	129	–	–	55	29	–	–
	Rivière Conuma	OE	18 612	15 610	10 494	17 542	27 332	41 053	7 248	23 165	8 834	12 780	17 162	16 426	21 627	6 590	61 167	21 172	40 865	37 109	23 984	11 482	8 924	9 201	13 442	–
		ON	7 735	1 018	210	48	264	0	73	0	175	562	303	345	698	240	578	146	562	905	583	395	164	88	119	–
	Rivière Gold	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	130	–	–	–	–	–
	Rivière Sucwoa	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	421	–	230	233	103	578	364	140	259	–	–	–	–	–	–
	Rivière Tlupana	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	65	–	27	–	–	–
Aucune UC	Marque thermique inconnue	–	–	68	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$		–	0,29	0,06	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,02	0,04	0,02	0,02	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03	0,02	0,01	0,01	0,03
$pGÉF_{local}$		–	0,71	0,92	0,98	1,00	0,99	1,00	0,99	1,00	0,98	0,93	0,98	0,97	0,93	0,95	0,98	0,98	0,98	0,97	0,96	0,97	0,97	0,98	0,99	0,96
$pGÉF_{égaré}$		–	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03	0,00	0,01	0,04	0,02	0,01	0,02	0,00	0,01	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,01
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00

Tableau E7. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Conuma pendant les années de montaison 1998 à 2007, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal ($pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CONUMA													
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	Moyenne
CK-32	Rivière Burman	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	9	—
	Rivière Conuma	OE	20 461	10 366	5 151	12 369	19 533	31 715	35 856	4 656	17 626	891	—
		ON	8 185	5 777	3 828	5 645	8 354	10 023	5 375	2 699	8 498	6 549	—
$pGON$	—	—	0,29	0,36	0,43	0,31	0,30	0,24	0,13	0,37	0,33	0,88	0,36
$pGÉF_{local}$	—	—	0,71	0,64	0,57	0,69	0,70	0,76	0,87	0,63	0,67	0,12	0,64
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E8. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Burman pendant les années de montaison 2004 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE BURMAN																					
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	OE	–	–	234	237	419	1 174	2 549	1 995	1 297	7 299	2 124	2 799	7 342	857	1 154	1 939	2 222	3 146	–
		ON	2 458	507	191	94	125	132	174	46	55	397	259	968	2006	334	365	125	127	367	–
	Rivière Conuma	–	201	91	71	22	–	541	287	–	8	837	712	2025	1277	140	1620	–	81	537	–
	Rivière Gold	–	–	13	22	–	–	7	–	–	–	–	–	402	91	9	142	31	58	13	–
	Rivière Leiner	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	15	–	5	–	–	–	–	–
	Rivière Sucwoa	–	–	–	–	–	–	–	17	–	–	15	11	15	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Tahsis	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13	–
	Rivière Tlupana	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	41	–	–	–	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	39	–	2	–	7	–	8	4	–	–	89	46	23	263	–	58	472	–
$pGON$		–	0,92	0,78	0,37	0,26	0,23	0,07	0,06	0,02	0,04	0,05	0,08	0,15	0,19	0,24	0,10	0,06	0,05	0,08	0,21
$pGÉF_{local}$		–	0,00	0,00	0,45	0,67	0,77	0,63	0,84	0,97	0,95	0,85	0,68	0,44	0,68	0,63	0,32	0,93	0,87	0,69	0,63
$pGÉF_{égaré}$		–	0,08	0,22	0,18	0,07	0,00	0,30	0,10	0,00	0,01	0,10	0,23	0,40	0,13	0,13	0,58	0,01	0,08	0,23	0,16
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,06	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,02	0,07	0,00	0,02	0,10	0,02

Tableau E9. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Gold pendant les années de montaison 2005 à 2020, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*).

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE GOLD												
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2005	2011	2012	2013	2015	2016	2018*	2019	2020	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	—	—	14	—	—	—	57	—	75	246	—
	Rivière Conuma	—	—	—	—	—	—	85	—	6	—	—
	Rivière Gold	OE	50	70	198	297	167	701	—	445	2 733	—
		ON	402	99	287	543	235	569	—	549	983	—
CK-031	Rivière Nitinat	—	—	—	13	—	—	9	—	—	—	—
	Ruisseau Robertson	—	552	817	485	943	490	1 099	1556	705	4 115	—
	Rivière Sarita	—	—	—	—	10	—	—	—	—	—	—
$pGON$	—	—	0,40	0,10	0,29	0,30	0,26	0,23	0,00	0,31	0,12	0,25
$pGÉF_{local}$	—	—	0,05	0,07	0,20	0,17	0,19	0,28	0,00	0,25	0,34	0,19
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,55	0,83	0,51	0,53	0,55	0,50	1,00	0,44	0,54	0,56
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,55	0,82	0,51	0,53	0,55	0,44	1,00	0,40	0,51	0,54

Tableau E10. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Leiner pendant les années de montaison 2006 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE LEINER																
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2006	2007	2009	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	–	–	–	–	–	–	–	8	–	–	9	7	–	–	–
	Rivière Conuma	–	63	44	182	230	47	84	362	453	715	188	44	207	85	–
	Rivière Gold	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	7	–	–	–
	Rivière Leiner	OE	–	–	–	281	147	7	244	926	734	331	573	547	460	–
		ON	116	133	470	128	247	309	362	335	516	313	51	304	221	–
	Rivière Sucwoa	–	–	–	15	13	5	–	8	20	–	–	–	–	–	–
	Rivière Tahsis	–	–	4	121	38	42	–	–	–	–	9	73	85	238	–
CK-031	Rivière Nahmint	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	7	–	–	–
	Rivière Nitinat	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	–	39	–	9	–	–	17	–
$pGON$	–	–	0,65	0,73	0,60	0,19	0,50	0,77	0,37	0,19	0,26	0,36	0,07	0,27	0,22	0,40
$pGÉF_{local}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,41	0,30	0,02	0,25	0,52	0,37	0,39	0,75	0,48	0,45	0,30
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,35	0,27	0,40	0,41	0,20	0,21	0,38	0,29	0,36	0,25	0,18	0,26	0,33	0,30
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,02	0,01

Tableau E11. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Tahsis pendant les années de montaison 2004 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*).

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE TAHSIS																		
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2004	2005*	2006*	2008	2009	2010*	2013*	2014*	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	21	—
	Rivière Conuma	—	51	—	9	31	61	18	—	—	90	51	88	13	—	—	—	—
	Rivière Gold	—	—	—	—	—	—	—	—	—	20	31	—	—	—	—	—	—
	Rivière Leiner	—	—	—	—	—	—	—	139	—	160	214	253	658	681	243	609	—
	Rivière Sucwoa	—	—	—	—	—	—	18	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Rivière Tahsis	OE	—	—	18	197	656	18	277	—	—	—	68	497	1 070	619	1 427	—
CK-031	Rivière Nitinat	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	10	—	—	—	—	—
	Ruisseau Robertson	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	10	13	49	—	—	—
	Rivière Sarita	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	10	13	—	—	21	—
$pGON$	—	—	0,94	1,00	0,82	0,21	0,18	0,86	0,25	1,00	0,40	0,28	0,42	0,21	0,03	0,06	0,10	0,45
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,12	0,68	0,75	0,05	0,50	0,00	0,00	0,00	0,09	0,33	0,58	0,67	0,62	0,29
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,06	0,00	0,06	0,11	0,07	0,10	0,25	0,00	0,60	0,73	0,49	0,46	0,39	0,27	0,28	0,26
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,02	0,03	0,00	0,01	0,01

Tableau E12. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Sucwoa pendant les années de montaison 2002 à 2012, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*).

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE SUCWOA							
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2002*	2005*	2010*	2012*	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	—	40	25	16	40	—
	Rivière Sucwoa	OE	—	—	1	—	—
		ON	—	12	1	8	—
CK-031	Ruisseau Robertson	—	—	-6	—	—	—
$pGON$	—	—	0,00	0,29	0,06	0,17	0,13
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,06	0,00	0,01
$pGÉF_{égaré}$	—	—	1,00	0,71	0,89	0,83	0,86
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,14	0,00	0,00	0,04

Tableau E13. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Tlupana pendant les années de montaison 2001 à 2013, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*).

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE TLUPANA										
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2001	2002	2003	2008*	2010	2012	2013	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	–	359	1 140	325	66	21	46	948	–
	Rivière Tlupana	OE	–	–	–	77	11	21	33	–
		ON	–	30	10	33	4	4	–	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	15	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$	–	–	0,00	0,03	0,03	0,19	0,12	0,05	0,00	0,06
$pGÉF_{local}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,44	0,30	0,30	0,03	0,15
$pGÉF_{égaré}$	–	–	1,00	0,97	0,97	0,38	0,58	0,65	0,97	0,79
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Tableau E14. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Zeballos pendant les années de montaison 2004 à 2009, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE ZEBALLOS									
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	—	—	—	27	—	12	—	—
	Rivière Conuma	—	—	—	27	—	—	—	—
	Rivière Gold	—	—	2	27	—	—	—	—
	Rivière Zeballos	OE	256	39	241	261	219	—	—
		ON	183	2	120	100	242	117	—
CK-031	Rivière Nitinat	—	—	2	—	—	—	—	—
	Ruisseau Robertson	—	—	1	—	60	—	—	—
	Rivière Sarita	—	—	1	13	20	—	5	—
$pGON$	—	—	0,42	0,04	0,26	0,23	0,51	0,96	0,40
$pGÉF_{local}$	—	—	0,58	0,82	0,53	0,59	0,46	0,00	0,50
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,00	0,13	0,21	0,18	0,02	0,04	0,10
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,09	0,03	0,18	0,00	0,04	0,06

Tableau E15. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Megin pendant les années de montaison 2015 à 2017, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{GÉF_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{GÉF_{égaré}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{GÉF_{égaré, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Megin n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE MEGIN					
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2015*	2017*	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	—	36	32	—
CK-031	Rivière Megin	ON	18	32	—
<i>pGON</i>	—	—	0,33	0,50	0,42
<i>pGÉF</i> _{local}	—	—	0,00	0,00	0,00
<i>pGÉF</i> _{égaré}	—	—	0,67	0,50	0,58
<i>pGÉF</i> _{égaré, HUC}	—	—	0,67	0,50	0,58

Tableau E16. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Moyeha pendant les années de montaison 2010 à 2017, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Moyeha n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE MOYEHA						
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2010*	2011*	2017*	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	—	109	—	—	—
CK-031	Rivière Moyeha	ON	91	73	142	—
$pGON$	—	—	0,45	1,00	1,00	0,82
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,55	0,00	0,00	0,18
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,55	0,00	0,00	0,18

Tableau E17. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Bedwell pendant les années de montaison 2014 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Bedwell n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE BEDWELL											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2014*	2015*	2016*	2017*	2018	2019	2020*	2021*	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	—	—	—	—	—	16	—	—	—	—
	Rivière Gold	—	—	120	117	51	—	14	—	—	—
	Rivière Leiner	—	—	—	—	—	—	14	—	—	—
CK-031	Rivière Bedwell	ON	189	481	233	510	471	205	302	232	—
	Ruisseau Robertson	—	—	—	—	—	—	68	—	—	—
Aucune UC	Écloserie inconnue (entaille de nageoire adipeuse)	—	63	—	—	—	—	—	—	—	—
$pGON$	—	—	0,75	0,80	0,67	0,91	0,97	0,68	1,00	1,00	0,82
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,25	0,20	0,33	0,09	0,03	0,32	0,00	0,00	0,18
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,20	0,33	0,09	0,03	0,09	0,00	0,00	0,06

Tableau E18. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Bedwell pendant les années de montaison 2015 à 2019, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE BEDWELL								
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2015	2016	2017	2018	2019	Moyenne
CK-31	Rivière Bedwell	OE	171	163	218	259	247	–
	Rivière Bedwell	ON	261	187	344	465	148	–
p_{GON}	–	–	0,60	0,53	0,61	0,64	0,37	0,55
$p_{G\acute{E}F_{local}}$	–	–	0,40	0,47	0,39	0,36	0,63	0,45
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}, HUC}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E19. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Cypre pendant les années de montaison 2011 à 2020, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la rivière Cypre n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CYPRE										
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2011*	2014	2015	2016*	2017*	2019*	2020*	Moyenne
CK-031	Rivière Cypre	ON	1 564	1 406	2 674	1 143	230	300	60	–
	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	37	–	–
Aucune UC	Écloserie inconnue (entaille de nageoire adipeuse)	–	–	–	–	114	–	–	–	–
$pGON$	–	–	1,00	1,00	1,00	0,91	1,00	0,89	1,00	0,97
$pGÉF_{local}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,11	0,00	0,03
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,09	0,00	0,11	0,00	0,03

Tableau E20. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans le ruisseau Tranquil pendant les années de montaison 2011 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock du ruisseau Tranquil n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RUISSEAU TRANQUIL												
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2011*	2014*	2015*	2016*	2017	2018	2019*	2020*	2021*	Moyenne
CK-031	Ruisseau Robertson	—	—	—	—	—	—	—	29	—	—	—
	Ruisseau Tranquil	ON	361	244	224	321	149	116	57	173	425	—
$pGON$	—	—	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,67	1,00	1,00	0,96
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,33	0,00	0,00	0,04
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E21. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la basse Kennedy pendant les années de montaison 2004 à 2018, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarque : Le stock de la basse Kennedy n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé. Comme les estimations des échappées n'étaient pas disponibles pour ce réseau, nous présentons des valeurs non étendues.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : BASSE KENNEDY								
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2004	2015	2016	2017*	2018	Moyenne
CK-031	Ruisseau Robertson	—	1	—	—	—	—	—
	Basse Kennedy	ON	48	113	95	12	47	—
$pGON$	—	—	0,98	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E22. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans le réseau de la rivière Somass/ruisseau Robertson pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RÉSEAU DE LA RIVIÈRE SOMASS/RUISSEAU ROBERTSON																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Burman	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	64	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Gold	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	38	–	–	–	134	62	–	–	–	–	–
CK-031	Rivière Nahmint	–	–	–	141	62	71	–	–	–	25	–	164	50	–	–	–	–	–	–	62	–	–	380	–	–	–
	Rivière Nitinat	–	–	–	–	–	71	–	–	–	–	–	33	–	–	–	–	–	–	–	62	–	–	–	–	–	–
	Ruisseau Robertson	OE	52 785	18 662	8 631	52 005	50 472	62 465	86 806	42 257	62 330	19 826	27 268	24 938	35 727	25 927	15 443	25 986	23 204	49 391	48 936	46 535	40 569	30 999	30 759	31 634	–
		ON	5 055	1 378	754	1 406	2 294	3 882	4 498	1 714	1 982	1 204	2 548	788	1 545	1 050	1 597	3 248	1 349	7 658	4 084	4 152	5 517	6 569	9 240	18 035	–
Aucune UC	Écloserie inconnue (entaille de nageoire adipeuse)	–	97	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	128	–	62	–	–	–	–	–	–
$pGON$		–	0,09	0,07	0,08	0,03	0,04	0,06	0,05	0,04	0,03	0,06	0,09	0,03	0,04	0,04	0,09	0,11	0,05	0,13	0,08	0,08	0,12	0,17	0,23	0,36	0,09
$pGÉF_{local}$		–	0,91	0,93	0,92	0,97	0,96	0,94	0,95	0,96	0,97	0,94	0,91	0,96	0,96	0,96	0,90	0,89	0,95	0,86	0,92	0,91	0,88	0,83	0,76	0,64	0,91
$pGÉF_{égaré}$		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E23. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans le réseau de la rivière Somass/ruisseau Robertson pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RÉSEAU DE LA RIVIÈRE SOMASS/RUISSEAU ROBERTSON																												
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-031	Rivière Marble	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	37	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
	Rivière Nahmint	–	–	–	–	134	–	–	67	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	1	1	–	20		
	Rivière Nitinat	–	–	27	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–		
	Ruisseau Robertson	OE	28 304	11 599	5 782	29 132	38 333	50 790	67 660	25 633	37 634	17 711	23 217	16 234	27 067	16 708	11 788	13 378	19 589	25 684	33 567	34 263	25 268	23 630	27 262	40 515		
		ON	12 920	6 221	3 646	16 013	10 489	15 397	24 258	18 316	26 678	3 343	6 599	9 688	13 354	10 269	9 407	15 856	4 963	31 575	19 586	16 641	20 818	13 938	13 180	24 923		
	Rivière Sarita	–	18	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–		
pGON		–	0,31	0,35	0,39	0,35	0,21	0,23	0,26	0,42	0,41	0,16	0,22	0,37	0,33	0,38	0,44	0,54	0,20	0,55	0,37	0,33	0,45	0,37	0,33	0,38		
pGÉF _{local}		–	0,69	0,65	0,61	0,64	0,79	0,77	0,74	0,58	0,59	0,84	0,78	0,63	0,67	0,62	0,56	0,46	0,80	0,45	0,63	0,67	0,55	0,63	0,67	0,62		
pGÉF _{égéré}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		
pGÉF _{égéré, HUC}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00		

Tableau E24. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nahmint pendant les années de montaison 1999 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*).

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NAHMINT																								
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005*	2006	2008*	2009*	2010	2012	2013	2014*	2015	2016	2017	2018*	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	–	–	–	–	3	–	–	–	5	–	–	–	–	–	–	48	44	5	–	21	17	–	–
	Rivière Gold	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	24	15	–	–	–	–	–	–
CK-031	Rivière Nahmint	OE	–	48	164	79	255	902	88	394	71	22	174	49	41	14	36	250	90	49	296	35	–	–
		ON	926	95	164	198	255	362	98	105	99	88	232	209	188	101	406	676	137	148	190	933	372	–
	Rivière Nitinat	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	39	–	–	–	12	–	–	–	21	–	–	–
	Ruisseau Robertson	–	11	–	82	337	224	20	11	25	–	–	19	–	–	43	–	15	2	–	11	–	16	–
	Rivière Sarita	–	–	–	–	6	5	–	–	15	–	–	19	21	–	–	12	44	2	–	42	17	16	–
Aucune UC	Écloserie inconnue (entaille de nageoire adipeuse)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–
pGON		–	0,99	0,67	0,40	0,32	0,34	0,28	0,50	0,19	0,58	0,80	0,48	0,75	0,82	0,64	0,76	0,65	0,57	0,75	0,33	0,93	0,92	0,60
pGÉF _{focal}		–	0,00	0,33	0,40	0,13	0,34	0,70	0,44	0,72	0,42	0,20	0,36	0,18	0,18	0,09	0,07	0,24	0,38	0,25	0,51	0,03	0,00	0,28
pGÉF _{égaré}		–	0,01	0,00	0,20	0,56	0,31	0,02	0,06	0,09	0,00	0,00	0,16	0,08	0,00	0,27	0,18	0,11	0,05	0,00	0,16	0,03	0,08	0,11
pGÉF _{égaré, HUC}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,13	0,06	0,02	0,00	0,04	0,02	0,00	0,01

Tableau E25. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nahmint pendant les années de montaison 2002 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NAHMINT																
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2002	2004	2010	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-31	Rivière Nahmint	OE	186	968	111	39	39	4	202	145	85	121	332	346	127	–
		ON	40	345	359	179	182	80	325	533	153	73	230	603	253	–
	Ruisseau Robertson	–	–	6	–	–	–	7	–	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$	–	–	0,18	0,26	0,76	0,82	0,82	0,88	0,62	0,79	0,64	0,38	0,41	0,64	0,67	0,60
$pGÉF_{local}$	–	–	0,82	0,73	0,24	0,18	0,18	0,05	0,38	0,21	0,36	0,62	0,59	0,36	0,33	0,39
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E26. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Sarita pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE SARITA																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-032	Rivière Conuma	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	30	–	–	–	–	–	–	
	Rivière Leiner	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	
	Rivière Tlupana	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	9	–	–	–	–	
CK-031	Rivière Nahmint	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	10	–	–	–	–	–	–	
	Rivière Nitinat	–	30	9	10	4	82	323	259	–	68	–	–	18	27	8	33	194	16	61	–	26	61	27	89	–	
	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	40	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	5	10	–	9	–	4	11	–	
	Rivière Sarita	OE	30	5	275	206	2 960	3 272	2 847	1 199	3 076	1 589	929	612	783	1 398	1 463	952	515	2 178	2 958	2 411	1 695	1 833	3 255	–	
		ON	445	166	108	35	420	364	555	129	220	41	124	179	80	130	335	323	102	567	549	434	107	118	312	–	
	Marque thermique d’écloserie inconnue (probablem ent Nitinat)	–	1 930	629	87	35	12	–	–	–	–	–	–	11	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
<i>pGON</i>		–	0,18	0,20	0,22	0,13	0,12	0,09	0,15	0,10	0,07	0,03	0,12	0,22	0,09	0,08	0,18	0,22	0,16	0,20	0,16	0,15	0,06	0,06	0,09	0,13	
<i>pGÉF</i> _{local}		–	0,01	0,01	0,57	0,73	0,85	0,82	0,78	0,90	0,91	0,97	0,88	0,75	0,87	0,91	0,80	0,65	0,81	0,76	0,84	0,83	0,91	0,92	0,89	0,76	
<i>pGÉF</i> _{égaré}		–	0,80	0,79	0,20	0,14	0,03	0,09	0,07	0,00	0,02	0,00	0,00	0,02	0,04	0,00	0,02	0,14	0,03	0,04	0,00	0,01	0,03	0,02	0,03	0,11	
<i>pGÉF</i> _{égaré, HUC}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Tableau E27. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Sarita pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE SARITA																
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2002	2003	2004	2011	2012	2013	2014	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-32	Rivière Conuma	—	—	—	—	—	3	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-31	Rivière Nahmint	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	8	—	—	—	—
	Rivière Nitinat	—	—	42	—	—	23	—	—	—	—	1	—	—	—	—
	Rivière Sarita	OE	272	108	605	217	73	5	79	358	36	16	37	673	590	—
		ON	124	89	95	130	195	38	1 696	1 075	458	1 873	1 291	911	192	—
p_{GON}	—	—	0,31	0,37	0,14	0,37	0,66	0,87	0,96	0,75	0,93	0,99	0,97	0,57	0,25	0,63
$p_{G\acute{E}F_{local}}$	—	—	0,69	0,45	0,86	0,63	0,25	0,13	0,04	0,25	0,07	0,01	0,03	0,43	0,75	0,35
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$	—	—	0,00	0,18	0,00	0,00	0,09	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E28. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Toquart pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE TOQUART					
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2015	2016	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	—	26	9	—
CK-031	Rivière Toquart	ON	352	174	—
<i>pGON</i>	—	—	0,93	0,95	0,94
<i>pGÉF</i> _{local}	—	—	0,00	0,00	0,00
<i>pGÉF</i> _{égaré}	—	—	0,07	0,05	0,06
<i>pGÉF</i> _{égaré, HUC}	—	—	0,07	0,05	0,06

Tableau E29. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nitinat pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NITINAT																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2020	2021	Moyenne	
CK-031	Rivière Nitinat	OE	4 152	10 739	2 998	7 086	19 523	37 724	15 172	14 048	13 621	6 892	9 723	6 543	6 573	9 796	6 840	36 620	33 136	23 554	19 866	19 295	28 012	34 120	27 116	—	
		ON	1 510	727	1 651	382	614	—	3 555	2 252	889	544	2 271	887	931	191	1 018	2 122	2 828	2 079	1 504	3 752	3 373	1 323	2 037	—	
	Ruisseau Robertson Rivière Sarita	—	—	—	—	—	—	63	—	32	—	—	35	9	—	—	42	36	—	—	219	440	40	67	—		
		—	—	242	—	—	97	—	—	—	—	—	28	35	9	—	14	—	—	25	85	292	147	321	67	—	
CK-9008	Chilliwack	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	13	—	42	—	—	—	—	—	—	—	—	
Aucune UC	Écloserie inconnue (marque thermique)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	14	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	
pGON		—	0,27	0,06	0,36	0,05	0,03	0,00	0,19	0,14	0,06	0,07	0,19	0,12	0,12	0,02	0,13	0,05	0,08	0,08	0,07	0,16	0,11	0,04	0,07	0,11	
pGÉF _{local}		—	0,73	0,92	0,64	0,95	0,96	1,00	0,81	0,86	0,94	0,93	0,81	0,87	0,87	0,98	0,87	0,94	0,92	0,92	0,93	0,82	0,88	0,95	0,93	0,89	
pGÉF _{égaré}		—	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,01	0,00	0,00	
pGÉF _{égaré, HUC}		—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Tableau E30. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nitinat pendant les années de montaison 1998 à 2007, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NITINAT													
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	Moyenne
CK-31	Rivière Nitinat	OE	33 946	20 162	8 749	13 273	4 278	25 100	14 793	16 334	10 447	130	—
		ON	13 173	2 037	1 041	2 045	2 949	12 136	15 558	617	3 909	8 219	—
	Rivière Sarita	—	—	—	—	—	22	—	11	—	—	—	—
p_{GON}	—	—	0,28	0,09	0,11	0,13	0,41	0,33	0,51	0,04	0,27	0,98	0,31
$p_{G\acute{E}F_{local}}$	—	—	0,72	0,91	0,89	0,87	0,59	0,67	0,49	0,96	0,73	0,02	0,68
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E31. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière San Juan pendant les années de montaison 2005 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. *Cette observation est probablement le résultat d'une application ou lecture incorrecte d'une marque thermique.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE SAN JUAN													
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2005	2006	2008	2012	2014	2015	2017	2019	2020	2021	Moyenne
CK-032	Rivière Conuma	—	—	91	—	—	—	25	—	—	—	—	—
	Rivière Tlupana	—	—	—	—	—	—	—	—	—	3	58	—
CK-031	Rivière Nitinat	—	12	23	20	55	193	—	—	26	6	4	—
	Ruisseau Robertson	—	12	—	—	—	32	—	—	—	—	—	—
	Rivière San Juan	OE	780	1 414	—	—	3 579	1 863	888	—	—	—	—
		ON	446	2 987	1 680	1 767	355	417	581	1 006	861	1 038	—
	Rivière Sarita	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	4	—
CK-003	Rivière Chehalis	—	—	—	—	—	—	—	—	9	—	—	—
CK-017	Ruisseau Spius	—	—	—	—	—	—	—	—	344*	—	—	—
$pGON$	—	—	0,36	0,66	0,99	0,97	0,09	0,18	0,40	0,73	0,99	0,94	0,63
$pGÉF_{local}$	—	—	0,62	0,31	0,00	0,00	0,86	0,81	0,60	0,00	0,00	0,00	0,32
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,02	0,03	0,01	0,03	0,05	0,01	0,00	0,27	0,01	0,06	0,05
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,25	0,00	0,05	0,03

Tableau E32. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Sooke pendant les années de montaison 2005 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE SOOKE											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2005	2012	2014	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-031	Rivière Nitinat	—	33	—	—	7	32	7	86	106	—
		—	—	—	6	—	4	7	—	42	—
	Rivière Sooke	OE	83	74	312	126	334	381	902	530	—
		ON	333	294	52	84	294	515	580	276	—
p_{GON}	—	—	0,74	0,80	0,14	0,39	0,44	0,57	0,37	0,29	0,47
$p_{G\acute{E}F_{local}}$	—	—	0,19	0,20	0,84	0,58	0,50	0,42	0,58	0,56	0,48
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$	—	—	0,07	0,00	0,02	0,03	0,05	0,01	0,05	0,16	0,05
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E33. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Cowichan pendant les années de montaison 2001 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*).

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE COWICHAN																						
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2001	2003*	2004	2005	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-022	Rivière Cowichan	OE	–	–	–	–	–	–	287	1 039	1 582	1 537	2 137	1 802	1 411	1 160	2 404	1 932	1 661	668	2 820	–
		ON	7 678	5 014	4 487	4 294	3 774	2 620	1 098	3 726	4 109	4 550	4 929	3 995	5 622	9 519	22 602	20 515	19 864	24 058	20 703	–
CK-025	Rivière Nanaimo – automne	–	–	–	–	–	6	14	–	52	29	51	–	–	12	–	–	–	–	–	223	–
CK-083	Rivière Nanaimo – été	–	–	–	–	–	–	–	–	43	7	51	17	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	1 003	77	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	22	–	–	–	–	–	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	–	15	–	27	–	–	–	–	20	–	22	127	66	–	35	66	–	–	–
CK-032	Rivière Burman	–	–	–	–	–	–	–	–	9	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloserie inconnue (marque thermique)	–	–	–	–	11	–	–	–	17	7	20	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$		–	1,00	0,83	0,98	1,00	1,00	0,98	0,79	0,76	0,72	0,73	0,70	0,69	0,78	0,88	0,90	0,91	0,92	0,97	0,87	0,86
$pGÉF_{local}$		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,21	0,21	0,28	0,25	0,30	0,31	0,20	0,11	0,10	0,09	0,08	0,03	0,12	0,12
$pGÉF_{égaré}$		–	0,00	0,17	0,02	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,17	0,02	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02	0,01	0,02	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,02

Tableau E34. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Cowichan pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE COWICHAN																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	OE	4 182	2 253	1 885	2 775	3 447	1 577	1 352	1 207	750	1 217	628	430	774	1 631	2 265	1 711	1 041	718	1 812	1 560	1 103	586	4 180	1 803	–
		ON	6 015	5 572	6 764	4 903	3 851	4 440	3 216	3 310	2 300	2 646	2 159	1 145	4 108	4 094	3 926	5 629	4 041	6 400	8 413	21 047	21 922	20 826	20 547	19 311	–
CK-25	Rivière Chemainus Rivière Nanaimo	–	–	14	35	–	24	–	–	19	16	8	–	4	–	–	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
		–	–	–	33	–	–	23	–	–	31	14	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-27	Rivière Big Qualicum	–	–	12	–	76	59	58	–	–	–	–	–	60	–	–	39	–	–	7	–	–	–	–	–	–	–
CK-31	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	114	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloseries américaines	–	–	–	–	4	–	–	3	–	–	–	2	3	–	–	–	–	–	–	–	37	3	–	–	–	–
$pGON$		–	0,59	0,71	0,78	0,63	0,52	0,73	0,70	0,73	0,74	0,68	0,77	0,70	0,84	0,72	0,63	0,77	0,80	0,88	0,82	0,93	0,95	0,97	0,83	0,91	0,76
$pGÉF_{local}$		–	0,41	0,29	0,22	0,36	0,47	0,26	0,30	0,27	0,24	0,31	0,23	0,26	0,16	0,28	0,36	0,23	0,20	0,10	0,18	0,07	0,05	0,03	0,17	0,09	0,23
$pGÉF_{égaré}$		–	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Tableau E35. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nanaimo – montaison automnale pendant les années de montaison 2004 à 2018, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NANAIMO – AUTOMNE																		
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Moyenne
CK-022	Rivière Cowichan	–	–	–	–	–	–	34	27	–	–	–	–	–	50	43	–	–
CK-025	Rivière Chemainus	–	–	–	–	–	–	–	9	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Nanaimo – automne	OE	–	–	–	2 278	2 644	2 163	2 609	4 213	1 194	3 526	1 709	3 133	2 929	2 836	2 370	–
		ON	2 376	2 920	5 305	2 227	1 384	352	597	777	520	622	460	1 890	1 986	1 332	1 663	–
CK-031	Rivière Nitinat Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	55	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
		–	74	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloserie inconnue (marque thermique)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	42	–
$pGON$	–	–	0,97	1,00	1,00	0,49	0,34	0,14	0,18	0,16	0,30	0,15	0,21	0,38	0,40	0,32	0,41	0,43
$pGÉF_{local}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,51	0,65	0,85	0,80	0,84	0,70	0,85	0,79	0,62	0,59	0,67	0,58	0,56
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,03	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01

Tableau E36. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nanaimo – montaison automnale pendant les années de montaison 1998 à 2008, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NANAIMO – AUTOMNE														
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	–	–	7	–	–	13	12	67	187	–	–	3	–
CK-25	Rivière Chemainus	–	–	–	10	–	31	–	1	210	415	35	11	–
	Rivière Nanaimo – automne	OE	733	851	214	426	1 010	1 319	1 334	425	1 628	774	272	–
		ON	630	1 308	732	1 947	846	899	772	2 495	3 922	3 268	3 006	–
CK-83	Rivière Nanaimo – été	–	5	74	28	97	47	113	–	–	–	–	–	–
	Rivière Puntledge – été	–	–	–	–	–	–	47	–	–	–	–	9	–
CK-27	Rivière Big Qualicum	–	54	–	–	–	–	9	–	–	–	–	33	–
	Rivière Puntledge – automne	–	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	239	–
CK-31	Rivière Sooke	–	–	30	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$	–	–	0,44	0,58	0,74	0,79	0,43	0,37	0,35	0,75	0,66	0,80	0,84	0,62
$pGÉF_{local}$	–	–	0,52	0,37	0,22	0,17	0,52	0,55	0,61	0,13	0,27	0,19	0,08	0,33
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,04	0,05	0,04	0,04	0,05	0,08	0,03	0,12	0,07	0,01	0,08	0,05
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,04	0,05	0,03	0,04	0,03	0,08	0,03	0,06	0,00	0,00	0,08	0,04

Tableau E37. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Chemainus pendant les années de montaison 2019 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*). Remarques : Le stock de la rivière Chemainus n'a pas été marqué thermiquement dans le passé, de sorte qu'aucun individu OE de retour dans le cours d'eau natal n'a été observé; aucune estimation de l'échappée n'était disponible entre 2019 et 2021, nous présentons les récupérations non étendues.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CHEMAINUS						
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2019*	2020*	2021	Moyenne
CK-025	Rivière Nanaimo	—	2	1	3	—
	Rivière Chemainus	ON	7	8	19	—
$pGON$	—	—	0,78	0,89	0,86	0,84
$pGÉF_{local}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,22	0,11	0,14	0,16
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E38. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Capilano pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CAPILANO																	
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-20	Rivière Cheakamus	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	2	—	—
	Porteau Cove	—	—	—	—	22	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-22	Rivière Cowichan	—	48	—	—	—	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—
CK-25	Rivière Nanaimo – automne	—	—	—	—	1	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-27	Rivière Big Qualicum	—	—	—	—	—	—	—	—	6	—	—	—	—	—	—	—
CK-31	Ruisseau Robertson	—	—	—	—	—	—	—	—	13	—	—	—	—	—	—	—
CK-9007	Rivière Capilano	OE	669	240	154	761	102	164	12	199	859	463	1 316	1 404	1 653	770	—
		ON	193	5	23	391	183	523	1 724	196	360	49	4	150	391	648	—
<i>pGON</i>		—	0,21	0,02	0,13	0,33	0,64	0,76	0,99	0,47	0,30	0,10	0,00	0,10	0,19	0,46	0,34
<i>pGÉF</i> _{local}		—	0,74	0,98	0,87	0,65	0,36	0,24	0,01	0,48	0,70	0,90	1,00	0,90	0,81	0,54	0,66
<i>pGÉF</i> _{égaré}		—	0,05	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
<i>pGÉF</i> _{égaré, HUC}		—	0,05	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Tableau E39. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Big Qualicum pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pGON), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; pGÉF_{local}), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses (pGÉF_{égaré}) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC (pGÉF_{égaré, HUC}), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE BIG QUALICUM																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	–	205	52	53	91	83	73	26	232	93	35	73	79	28	48	80	45	32	40	13	17	6	6	21	11	–
CK-25	Rivière Chemainus	–	–	1	–	–	–	7	2	11	20	–	2	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Nanaimo – automne	–	–	–	–	2	–	7	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-27	Rivières Big Qualicum + Little Qualicum	–	–	–	113	334	239	64	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Big Qualicum	OE	2 512	4 083	3 122	5 667	3 051	2 759	4 113	5 426	8 470	5 938	4 034	5 907	4 648	4 773	2 897	4 207	7 147	6 748	4 002	7 452	3 615	6 104	7 896	7 088	–
		ON	3 385	1 744	3 822	4 948	4 515	4 018	2 958	3 920	4 082	3 991	2 637	3 449	3 280	2 558	2 356	740	1 360	137	1 063	50	1 404	3 076	3 953	3 617	–
	Rivière Little Qualicum	–	1 108	380	538	275	520	771	212	1 093	276	41	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Puntledge – automne	–	–	–	–	–	–	19	–	–	–	31	–	–	–	–	–	–	–	12	20	–	–	–	–	–	–
CK-29	Rivières Campbell/ Quinsam	–	65	11	7	–	75	33	36	–	45	–	9	88	32	–	12	83	81	74	3	27	–	11	17	40	–
CK-31	Rivière Nahmint	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–
CK-9007	Ruisseau Lang	–	–	10	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloseries américaines	–	2	–	4	11	4	–	27	7	4	3	–	1	13	8	4	5	4	9	7	5	2	4	4	8	–
pGON		–	0,47	0,28	0,50	0,44	0,53	0,52	0,40	0,37	0,31	0,40	0,39	0,36	0,41	0,35	0,44	0,15	0,16	0,02	0,21	0,01	0,28	0,33	0,33	0,34	0,33
pGÉF _{local}		–	0,36	0,65	0,42	0,53	0,39	0,36	0,56	0,51	0,65	0,59	0,60	0,62	0,58	0,65	0,54	0,83	0,83	0,96	0,78	0,99	0,72	0,66	0,66	0,66	0,63
pGÉF _{égaré}		–	0,19	0,07	0,08	0,03	0,08	0,12	0,04	0,13	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,02	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,04
pGÉF _{égaré, HUC}		–	0,04	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,00	0,01	0,02	0,01	0,01	0,02	0,03	0,01	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01

Tableau E40. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Little Qualicum pendant les années de montaison 1998 à 2020, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pGON), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; pGÉF_{local}), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses (pGÉF_{égaré}) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC (pGÉF_{égaré, HUC}), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées. Les années où moins de 20 saumons chinooks marqués thermiquement ont été échantillonnés dans le réseau de la rivière réceptrice sont indiquées en gris et marquées d'un astérisque (*).

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE LITTLE QUALICUM															
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006*	2007*	2017*	2020*	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	–	36	–	16	19	26	40	29	38	–	–	6	2	–
CK-25	Rivière Chemainus	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Nanaimo – automne	–	–	–	–	–	–	2	1	–	–	–	–	–	–
CK-27	Rivières Big Qualicm + Little Qualicum	–	–	–	376	1 176	932	105	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Big Qualicum	–	16	70	–	118	14	22	154	92	57	70	53	227	–
	Rivière Little Qualicum	OE	2 532	2 498	1 455	2 346	2 931	3 302	3 189	3 056	1 136	–	–	–	–
	Rivière Little Qualicum	ON	167	1 154	1 302	2 034	652	1 370	325	3 748	3 727	2 683	7 222	10 410	–
CK-29	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	–	–	–	–	–	9	–	–	–	–	18	–
CK-31	Rivière San Juan	–	–	–	–	–	10	–	–	–	–	–	–	–	–

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE LITTLE QUALICUM															
Aucune UC	Écloseries américaines	–	–	–	–	1	1	–	–	–	–	–	–	–	–
<i>pGON</i>		–	0,06	0,31	0,41	0,36	0,14	0,28	0,09	0,54	0,76	0,97	0,99	0,98	0,49
<i>pGÉF_{local}</i>		–	0,92	0,67	0,58	0,62	0,85	0,70	0,86	0,44	0,23	0,00	0,00	0,00	0,49
<i>pGÉF_{égaré}</i>		–	0,02	0,02	0,01	0,02	0,01	0,01	0,05	0,02	0,01	0,03	0,01	0,02	0,02
<i>pGÉF_{égaré, HUC}</i>		–	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E41. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Puntledge – montaison automnale pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pGON), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; pGÉF_{local}), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses (pGÉF_{égaré}) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC (pGÉF_{égaré, HUC}), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE PUNTLEDGE – AUTOMNE																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	–	23	52	20	130	64	–	22	41	44	–	–	3	–	12	2	18	18	8	5	4	–	2	2	–	–
CK-25	Rivière Chemainus	–	–	6	5	4	22	12	7	8	–	10	6	20	3	–	–	2	2	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Nanaimo – automne	–	30	20	–	1	5	11	111	7	5	3	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-83	Rivière Nanaimo – été	–	–	6	–	–	24	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Puntledge – été	–	13	55	100	458	192	355	751	963	615	253	185	204	194	267	82	90	259	323	153	124	41	108	67	53	–
CK-27	Rivière Big Qualicum	–	–	–	–	–	32	–	–	–	–	–	–	85	24	11	–	16	39	20	–	6	–	–	–	–	–
	Rivière Little Qualicum	–	–	46	–	82	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Puntledge – automne	OE	165	1 495	2 213	8 439	5 267	6 582	5 419	4 154	7 787	5 501	4 326	5 559	2 821	2 756	2 960	5 242	5 081	5 188	5 023	6 336	4 361	8 885	6 296	2 174	–
			ON	269	324	554	4 044	4 238	6 509	4 730	2 407	7 208	2 385	171	308	1 590	2 483	1 419	485	579	2 095	2 582	5 292	2 782	8 030	3 488	4 377
CK-29	Rivières Campbell/ Quinsam	–	–	–	7	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	–	–	–	7	–	–	–	10	6	52	–	–
CK-31	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	27	–	–	9	–	–	–	–
CK-32	Rivière Conuma	–	–	15	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE PUNTLEDGE – AUTOMNE

CK-42	Basse Kitimat	–	–	27	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Haute Kitimat	–	–	15	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-9008	Rivière Chilliwack	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloseries américaines	–	–	–	–	3	–	3	–	2	–	–	–	2	–	2	–	3	2	–	–	–	–	–	–	–	–
pGON		–	0,54	0,16	0,19	0,31	0,43	0,48	0,43	0,32	0,46	0,29	0,04	0,05	0,34	0,45	0,32	0,08	0,10	0,27	0,33	0,45	0,39	0,47	0,35	0,66	0,33
pGÉF _{local}		–	0,36	0,75	0,80	0,68	0,55	0,52	0,56	0,68	0,54	0,70	0,96	0,93	0,65	0,55	0,68	0,91	0,89	0,72	0,67	0,55	0,61	0,53	0,64	0,34	0,66
pGÉF _{égaré}		–	0,11	0,09	0,01	0,02	0,02	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
pGÉF _{égaré, HUC}		–	0,11	0,07	0,01	0,01	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01

Tableau E42. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nanaimo – montaison estivale pendant les années de montaison 2004 à 2018, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NANAIMO - ÉTÉ																		
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2017	2018	2021	Moyenne
CK-083	Rivière Nanaimo – été	OE	–	–	–	44	249	95	343	540	443	645	479	107	180	178	623	–
		ON	323	427	1001	326	584	254	441	585	377	194	518	486	780	283	356	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	3	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	13	–
$pGON$		–	1,00	0,99	1,00	0,88	0,70	0,73	0,56	0,52	0,46	0,23	0,52	0,82	0,81	0,61	0,36	0,68
$pGÉF_{local}$		–	0,00	0,00	0,00	0,12	0,30	0,27	0,44	0,48	0,54	0,77	0,48	0,18	0,19	0,39	0,63	0,32
$pGÉF_{égaré}$		–	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00

Tableau E43. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nanaimo – montaison estivale pendant les années de montaison 1998 à 2005, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NANAIMO - ÉTÉ											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	Moyenne
CK-083	Rivière Nanaimo – été	OE	733	851	214	426	1 010	1 319	1 334	425	–
		ON	630	1 308	732	1 947	846	899	772	2 495	–
$pGON$	–	–	0,46	0,61	0,77	0,82	0,46	0,41	0,37	0,85	0,59
$pGÉF_{local}$	–	–	0,54	0,39	0,23	0,18	0,54	0,59	0,63	0,15	0,41
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E44. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Puntledge – montaison estivale pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE PUNTLEDGE - ÉTÉ																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	–	17	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-25	Rivière Chemainus	–	–	–	–	–	4	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Nanaimo – automne	–	19	9	–	–	6	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-83	Rivière Nanaimo – été	–	–	7	14	10	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Rivière Puntledge – été	OE	183	537	590	2 140	1 008	1 004	528	694	1 440	1 587	579	1 962	1 410	851	497	423	625	310	407	177	483	475	385	376	–
		ON	109	97	139	99	265	346	396	103	2	0	0	72	20	306	47	80	437	285	165	516	337	200	49	123	–
CK-27	Rivière Big Qualicum	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	35	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-29	Rivières Campbell/ Quinsam	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	20	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloseries américaines	–	–	–	–	–	–	–	–	1	2	–	–	2	–	–	–	–	4	–	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$		–	0,33	0,15	0,19	0,04	0,21	0,26	0,43	0,13	0,00	0,00	0,00	0,03	0,01	0,26	0,09	0,16	0,41	0,48	0,29	0,74	0,41	0,30	0,11	0,25	0,22
$pGÉF_{local}$		–	0,56	0,83	0,80	0,95	0,79	0,74	0,57	0,87	1,00	1,00	1,00	0,95	0,97	0,74	0,91	0,84	0,59	0,52	0,71	0,26	0,59	0,70	0,89	0,75	0,77
$pGÉF_{égaré}$		–	0,11	0,02	0,02	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,11	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Tableau E45. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Phillips pendant les années de montaison 2009 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE PHILLIPS																
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-27	Rivière Puntledge – automne	–	–	316	–	–	–	–	104	–	–	–	–	–	–	–
CK-28	Rivière Phillips	OE	162	457	467	416	1 045	1 877	1 402	1 282	1 561	638	1 245	1 297	599	–
		ON	85	399	444	1 778	1 635	721	807	898	917	618	1 286	2 033	1 606	–
CK-29	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	–	128	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloseries américaines	–	–	–	–	11	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$		–	0,34	0,34	0,43	0,81	0,61	0,28	0,35	0,41	0,37	0,49	0,51	0,61	0,73	0,48
$pGÉF_{local}$		–	0,66	0,39	0,45	0,19	0,39	0,72	0,61	0,59	0,63	0,51	0,49	0,39	0,27	0,48
$pGÉF_{égaré}$		–	0,00	0,27	0,12	0,01	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,27	0,12	0,01	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03

Tableau E46. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans les rivières Campbell et Quinsam pendant les années de montaison 1999 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pGON), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; pGÉF_{local}), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses (pGÉF_{égaré}) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC (pGÉF_{égaré, HUC}), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRES CAMPBELL/QUINSAM																									
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1999	2000	2001	2002	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-025	Rivière Nanaimo	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	–	13	–	–	–	–	–	–	–
CK-027	Rivière Puntledge – automne	–	–	–	–	42	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-029	Rivières Campbell/ Quinsam	OE	–	6 150	11 927	10 709	8 444	7 615	7 412	4 857	3 986	4 907	3 471	3 872	3 846	2 890	1 963	2 789	6 376	8 443	6 202	6 405	8 222	5 441	–
		ON	8 447	2 203	2 684	2 319	1 774	956	2 077	1 879	2 395	1 472	824	957	1 342	1 590	756	1 193	1 281	1 344	1 013	1 111	1 818	2 114	–
CK-9008	Rivière Chilliwack	–	–	–	–	–	–	–	–	21	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-031	Rivière Nitinat	–	–	–	–	–	–	–	32	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	31	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	64	–	–	–	–	–	–	–	–	27	–	–	25	–	–	–	–
Aucune UC	Écloserie Friday (É.-U.)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	14	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	Écloserie inconnue (marque thermique)	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	14	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
pGON		–	1,00	0,26	0,18	0,18	0,17	0,11	0,22	0,28	0,38	0,23	0,19	0,20	0,26	0,36	0,28	0,30	0,17	0,14	0,14	0,15	0,18	0,28	0,26
pGÉF _{local}		–	0,00	0,74	0,82	0,82	0,83	0,89	0,77	0,72	0,62	0,77	0,81	0,80	0,74	0,65	0,72	0,69	0,83	0,86	0,86	0,85	0,82	0,72	0,74
pGÉF _{égaré}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
pGÉF _{égaré, HUC}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Tableau E47. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans les rivières Campbell et Quinsam pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pGON), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; pGÉF_{local}), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses (pGÉF_{égaré}) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC (pGÉF_{égaré, HUC}), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRES CAMPBELL/QUINSAM																												
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-20	Porteau Cove	–	–	–	–	14	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-22	Rivière Cowichan	–	26	–	10	–	–	–	17	–	–	–	9	–	–	–	3	–	3	1	1	–	–	–	–	–	–	
CK-25	Rivière Nanaimo – automne	–	–	–	–	–	–	–	5	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-83	Rivière Puntledge – été	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	15	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-27	Rivières Big Qualicm + Little Qualicum	–	–	57	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
	Rivière Big Qualicum	–	–	–	–	–	58	–	6	20	–	–	–	–	32	2	–	–	–	8	–	–	5	–	95	–	–	
	Rivière Little Qualicum	–	–	–	13	–	–	–	–	79	27	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
	Rivière Puntledge – automne	–	–	–	–	5	12	–	–	–	–	241	–	–	–	60	41	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-29	Rivières Campbell/ Quinsam	OE	3 338	5 927	6 152	10 684	8 575	4 938	6 674	5 703	6 319	4 660	4 183	3 445	2 276	3 301	2 879	2 928	1 769	2 484	6 310	7 180	5 305	5 699	5 942	5 500	–	
		ON	1 498	2 572	2 183	3 986	4 487	2 379	3 438	2 892	3 253	2 115	2 310	2 743	1 528	1 445	2 322	1 525	945	1 500	1 324	2 582	1 906	1 785	3 569	1 945	–	
CK-03	Rivière Harrison	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-31	Rivière Nitinat	–	–	–	–	–	–	–	57	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
	Ruisseau Robertson	–	74	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	17	–	–	–	–	–	
	Rivière San Juan	–	15	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRES CAMPBELL/QUINSAM																												
CK-9008	Rivière Chilliwack	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	4	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
Aucune UC	Écloseries américaines	–	–	–	2	–	–	–	27	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	4	1	1	3	18	10	–	–	
pGON		–	0,30	0,30	0,26	0,27	0,34	0,33	0,34	0,33	0,34	0,30	0,35	0,44	0,40	0,30	0,44	0,34	0,35	0,38	0,17	0,26	0,26	0,24	0,37	0,26	0,32	
pGÉF _{local}		–	0,67	0,69	0,74	0,73	0,65	0,67	0,65	0,66	0,66	0,66	0,64	0,56	0,59	0,69	0,55	0,66	0,65	0,62	0,83	0,73	0,73	0,76	0,62	0,74	0,67	
pGÉF _{égaré}		–	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,04	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	
pGÉF _{égaré, HUC}		–	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,01	0,00	0,04	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	

Tableau E48. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Salmon/DJN pendant les années de montaison 2006 à 2021, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE SALMON/DJN													
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2006	2007	2008	2009	2010	2012	2014	2017	2020	2021	Moyenne
CK-029	Rivières Campbell/Quinsam	–	–	31	57	119	33	–	10	–	–	–	–
	Rivière Salmon/DJN	OE	–	15	38	119	232	259	108	338	176	130	–
		ON	2 900	713	725	1 782	595	492	372	794	2 048	1 273	–
CK-031	Rivière Nitinat	–	–	–	–	59	–	–	–	–	–	–	–
	Ruisseau Robertson	–	–	–	19	–	–	–	–	–	–	–	–
$pGON$	–	–	1,00	0,94	0,86	0,86	0,69	0,66	0,76	0,70	0,92	0,91	0,83
$pGÉF_{local}$	–	–	0,00	0,02	0,05	0,06	0,27	0,34	0,22	0,30	0,08	0,09	0,14
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,00	0,04	0,09	0,09	0,04	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,03
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,00	0,00	0,02	0,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Tableau E49. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nimpkish pendant les années de montaison 2014 à 2020, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NIMPKISH									
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2014	2015	2016	2017	2018	2020	Moyenne
CK-029	Rivière Nimpkish	OE	325	161	122	100	341	839	–
		ON	2 075	1 290	1 874	917	531	2 123	–
p_{GON}	–	–	0,86	0,89	0,94	0,90	0,61	0,72	0,82
$p_{G\acute{E}F_{local}}$	–	–	0,14	0,11	0,06	0,10	0,39	0,28	0,18
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E50. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans le ruisseau Lang pendant les années de montaison 1998 à 2001, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RUISSEAU LANG						
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	2000	2001	Moyenne
CK-9007	Ruisseau Lang	OE	122	99	188	—
		ON	437	795	986	—
$pGON$	—	—	0,78	0,89	0,84	0,84
$pGÉF_{local}$	—	—	0,22	0,11	0,16	0,16
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E51. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Harrison pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE HARRISON																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	113	—	—	18	—	19	—	—	—	—
CK-03	Rivière Harrison	OE	17 486	6 674	2 813	8 518	3 801	7 509	7 474	9 388	5 010	2 718	358	1 905	1 573	2 249	2 002	2 931	1 581	1 635	2 194	1 141	2 783	1 909	1 963	2 289	—
		ON	217 267	102 028	114 687	121 654	123 147	251 422	143 712	84 353	55 627	118 940	44 056	154 658	112 669	142 552	54 098	80 384	48 173	104 466	56 945	33 723	61 601	45 986	44 863	44 670	—
CK-31	Ruisseau Robertson	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	194	—	—	—	—	—
CK-9006	Rivière Stave	—	—	—	484	244	126	447	236	199	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
CK-9007	Rivière Capilano	—	69	86	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	89	63	71	42	116	119	—
CK-9008	Rivière Chilliwack	—	469	2 276	1 152	36	—	904	77	—	196	—	105	248	198	—	—	114	138	282	109	360	1 104	415	168	138	—
$pGON$		—	0,92	0,92	0,96	0,93	0,97	0,97	0,95	0,90	0,91	0,98	0,99	0,99	0,98	0,98	0,96	0,96	0,97	0,98	0,96	0,95	0,94	0,95	0,95	0,95	0,96
$pGÉF_{local}$		—	0,07	0,06	0,02	0,07	0,03	0,03	0,05	0,10	0,08	0,02	0,01	0,01	0,01	0,02	0,04	0,04	0,03	0,02	0,04	0,03	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04
$pGÉF_{égaré}$		—	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01
$pGÉF_{égaré, HUC}$		—	0,00	0,02	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01

Tableau E52. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Chehalis pendant les années de montaison 2014 à 2020, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CHEHALIS						
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2014	2017	2020	Moyenne
CK-003	Rivière Chehalis	OE	151	166	223	—
		ON	133	52	124	—
$pGON$	—	—	0,47	0,24	0,36	0,35
$pGÉF_{local}$	—	—	0,53	0,76	0,64	0,65
$pGÉF_{égaré}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E53. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Stave pendant les années de montaison 1998 à 2003, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE STAVE									
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	Moyenne
CK-22	Rivière Cowichan	–	–	76	–	–	–	–	–
CK-03	Rivière Harrison	–	55	66	–	31	16	–	–
CK-9007	Rivière Capilano	–	–	24	–	–	–	–	–
CK-9008	Rivière Chilliwack	–	–	109	–	–	–	–	–
CK-9006	Rivière Stave	OE	593	299	208	828	105	682	–
		ON	453	301	231	148	51	488	–
<i>pGON</i>		–	0,41	0,34	0,53	0,15	0,30	0,42	0,29
<i>pGÉF</i> _{local}		–	0,54	0,34	0,47	0,82	0,61	0,58	0,67
<i>pGÉF</i> _{égaré}		–	0,05	0,31	0,00	0,03	0,10	0,00	0,04
<i>pGÉF</i> _{égaré, HUC}		–	0,05	0,31	0,00	0,03	0,10	0,00	0,04

Tableau E54. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Chilliwack – montaison automnale pendant les années de montaison 1998 à 2011, selon l'échantillonnage des marques thermiques. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CHILLIWACK - AUTOMNE																	
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Moyenne
CK-9008	Rivière Chilliwack	OE	62 437	73 835	68 369	65 969	58 340	51 412	52 126	30 060	38 152	18 106	31 299	10 926	69 824	44 131	–
		ON	16 343	1 110	2 614	2 278	256	2 564	1 910	1 039	3 043	5 373	4 433	3 190	5 123	3 855	–
CK-031	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	449	–	117	–	–	–	–	–	–
$pGON$		–	0,21	0,01	0,04	0,03	0,00	0,05	0,04	0,03	0,07	0,23	0,12	0,23	0,07	0,08	0,09
$pGÉF_{local}$		–	0,79	0,99	0,96	0,97	1,00	0,95	0,96	0,97	0,92	0,77	0,88	0,77	0,93	0,92	0,91
$pGÉF_{égaré}$		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E55. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Chilliwack – montaison automnale pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE CHILLIWACK - AUTOMNE																												
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-3	Rivière Harrison	–	–	–	–	–	–	52	–	66	–	–	–	1	–	–	1	49	–	–	25	4	24	19	–	–	–	
CK-7	Marécage Maria	–	–	–	–	25	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-9006	Rivière Stave	–	309	1146	555	19	–	–	59	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-9007	Rivière Capilano	–	–	8	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	3	23	45	6	4	–	–	
CK-9008	Rivière Chilliwack	OE	38 738	43 556	60 137	18 401	23 908	18 611	24 698	52 174	21 104	28 717	24 536	19 673	64 174	47 803	15 566	30 017	29 706	19 769	27 759	12 363	23 740	45 164	30 067	40 234	–	
		ON	52 572	33 342	29 902	36 911	43 415	39 431	43 902	31 714	25 481	45 800	58 339	28 854	107 495	5 926	4 667	32 325	37 671	17 255	18 272	10 286	15 849	34 559	14 129	29 383	–	
CK-17	Ruisseau Spius	–	–	–	22	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
CK-22	Rivière Cowichan	–	–	–	–	–	10	–	–	–	–	–	–	34	–	–	–	15	–	–	1	–	–	–	–	–	–	
CK-31	Ruisseau Robertson	–	–	–	–	–	–	–	462	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	
Aucune UC	Écloseries américain es	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	19	–	
pGON		–	0,57	0,43	0,33	0,67	0,64	0,68	0,64	0,38	0,55	0,61	0,70	0,59	0,63	0,11	0,23	0,52	0,56	0,47	0,40	0,45	0,40	0,43	0,32	0,42	0,49	
pGÉF _{local}		–	0,42	0,56	0,66	0,33	0,36	0,32	0,36	0,62	0,45	0,39	0,30	0,41	0,37	0,89	0,77	0,48	0,44	0,53	0,60	0,55	0,60	0,57	0,68	0,58	0,51	
pGÉF _{égaré}		–	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
pGÉF _{égaré, HUC}		–	0,00	0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Tableau E56. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Nicola pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE NICOLA																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-17	Rivière Coldwater	—	5	46	—	7	75	181	19	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Rivière Nicola	OE	406	4 397	2 570	2 926	3 136	3 029	638	489	626	123	806	144	2 216	590	504	1 392	384	1 323	760	945	1 164	2 173	1 467	3 039	—
		ON	1 313	3 752	5 569	5 985	9 812	11 420	9 600	2 879	4 585	1 003	3 728	550	3 194	2 290	5 338	2 220	6 805	3 570	1 361	908	607	2 353	2 707	1 166	—
	Rivière Deadman	—	—	—	—	4	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
	Ruisseau Spius	—	—	86	170	173	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
$pGON$		—	0,76	0,45	0,67	0,66	0,75	0,78	0,94	0,85	0,88	0,89	0,82	0,79	0,59	0,80	0,91	0,61	0,95	0,73	0,64	0,49	0,34	0,52	0,65	0,28	0,70
$pGÉF_{local}$		—	0,24	0,55	0,34	0,34	0,25	0,22	0,06	0,15	0,12	0,11	0,18	0,21	0,41	0,20	0,09	0,39	0,05	0,27	0,36	0,51	0,66	0,48	0,35	0,72	0,30
$pGÉF_{égaré}$		—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$		—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E57. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans le ruisseau Spius pendant les années de montaison 1998 à 2004, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RUISSEAU SPIUS										
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	Moyenne
CK-17	Ruisseau Spius	OE	5	146	487	287	6	–	–	–
		ON	260	20	155	164	846	1 113	1 920	–
	Rivière Coldwater	–	9	–	–	12	18	102	30	–
	Rivière Nicola	–	27	–	125	246	–	27	–	–
CK-15	Basse Shuswap	–	–	–	61	–	–	–	–	–
p_{GON}	–	–	0,87	0,12	0,19	0,23	0,97	0,90	0,98	0,77
$p_{G\acute{E}F_{local}}$	–	–	0,02	0,88	0,74	0,41	0,01	0,00	0,00	0,29
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$	–	–	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
$p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$	–	–	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01

Tableau E58. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Coldwater pendant les années de montaison 1998 à 2004, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE COLDWATER									
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2002	2003	2004	Moyenne
CK-17	Rivière Coldwater	OE	72	267	–	945	557	91	–
		ON	224	69	487	451	733	997	–
	Rivière Nicola	–	4	–	–	–	–	–	–
	Ruisseau Spius	–	–	–	10	–	–	–	–
$pGON$	–	–	0,75	0,21	0,98	0,32	0,57	0,92	0,60
$pGÉF_{local}$	–	–	0,24	0,79	0,00	0,68	0,43	0,08	0,40
$pGÉF_{égaré}$	–	–	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
$pGÉF_{égaré, HUC}$	–	–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E59. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la basse Shuswap pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (pGON), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; pGÉF_{local}), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses (pGÉF_{égaré}) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC (pGÉF_{égaré, HUC}), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : BASSE SHUSWAP																											
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne
CK-14	Rivière Salmon/T MNS	–	7	1	7	10	17	–	–	7	–	–	–	–	4	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
CK-15	Basse Shuswap	OE	2 123	5 317	4 783	6 996	5 397	7 320	2 495	1 799	3 796	1 192	3 042	2 308	2 484	1 716	1 372	5 568	2 579	3 466	1 404	1 784	3 555	5 655	5 047	4 055	–
		ON	27 800	41 066	33 979	32 677	53 184	32 121	26 899	17 752	58 118	19 076	34 538	25 205	70 283	18 517	9 384	28 442	45 958	39 584	11 201	14 258	21 978	37 842	28 628	53 446	–
	Moyenne Shuswap	–	79	–	16	9	–	–	8	–	–	–	–	–	–	–	4	25	7	118	2	9	14	57	33	12	–
CK-22	Rivière Cowichan	–	–	86	170	173	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	2	–	–	–	–	–
pGON		–	0,93	0,88	0,87	0,82	0,91	0,81	0,91	0,91	0,94	0,94	0,92	0,92	0,97	0,92	0,87	0,84	0,95	0,92	0,89	0,89	0,86	0,87	0,85	0,93	0,90
pGÉF _{local}		–	0,07	0,11	0,12	0,18	0,09	0,19	0,08	0,09	0,06	0,06	0,08	0,08	0,03	0,08	0,13	0,16	0,05	0,08	0,11	0,11	0,14	0,13	0,15	0,07	0,10
pGÉF _{égaré}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
pGÉF _{égaré, HUC}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E60. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la moyenne Shuswap pendant les années de montaison 1998 à 2021, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : MOYENNE SHUSWAP																										
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	Moyenne	
CK-15	Basse Shuswap	–	116	–	–	58	–	–	–	–	83	10	65	2	–	83	46	74	–	16	11	63	79	170	–	
	Moyenne Shuswap	OE	3 474	2 513	2 837	3 555	6 534	3 677	1 615	1 746	–	–	–	53	159	1 162	751	1 515	232	320	985	951	1 297	546	–	
		ON	2 509	889	791	351	1 299	2 847	434	900	5 037	1 707	4 972	1 019	229	1 148	1 483	1 571	416	560	1 355	1 105	1 165	1 312	–	
<i>pGON</i>		–	0,41	0,26	0,22	0,09	0,17	0,44	0,21	0,34	0,98	0,99	0,99	0,95	0,59	0,48	0,65	0,50	0,64	0,63	0,58	0,52	0,46	0,65	0,53	
<i>pGÉF</i> _{local}		–	0,59	0,74	0,78	0,91	0,83	0,56	0,79	0,66	0,02	0,01	0,01	0,05	0,41	0,52	0,35	0,50	0,36	0,37	0,42	0,48	0,54	0,35	0,47	
<i>pGÉF</i> _{égaré}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
<i>pGÉF</i> _{égaré, HUC}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	

Tableau E61. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans le marécage Maria pendant les années de montaison 2000 à 2003, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle ($pGON$), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $pGÉF_{local}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($pGÉF_{égaré}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($pGÉF_{égaré, HUC}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : MARÉCAGE MARIA							
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	2000	2001	2002	2003	Moyenne
CK-07	Marécage Maria	OE	2	148	632	44	—
		ON	15	96	707	761	—
<i>pGON</i>	—	—	0,89	0,40	0,53	0,95	0,69
<i>pGÉF</i> _{local}	—	—	0,11	0,60	0,47	0,05	0,31
<i>pGÉF</i> _{égaré}	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>pGÉF</i> _{égaré, HUC}	—	—	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Tableau E62. Nombre total des récupérations étendues de saumon chinook du sud de la Colombie-Britannique remontant dans la rivière Salmon/TMNS pendant les années de montaison 1998 à 2012, selon l'échantillonnage des MMC. Les estimations sont séparées entre les géniteurs d'écloserie (OE) et d'origine naturelle (ON) pour la rivière réceptrice. Les estimations annuelles de la proportion de géniteurs d'origine naturelle (p_{GON}), de la proportion de géniteurs locaux d'écloserie (revenus dans le cours d'eau natal; $p_{G\acute{E}F_{local}}$), de la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de toutes les rivières donneuses ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}}}$) et la proportion de géniteurs égarés d'écloserie provenant de rivières donneuses hors de l'UC ($p_{G\acute{E}F_{\acute{e}gar\acute{e}, HUC}}$), ainsi que les moyennes pour la série chronologique, sont indiquées.

RIVIÈRE RÉCEPTRICE : RIVIÈRE SALMON/TMNS																
UC donneuse	Rivière donneuse	Origine	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2009	2010	2011	2012	Moyenne
CK-14	Rivière Salmon/TMN S	OE	18	136	91	562	427	48	154	82	165	26	187	17	106	–
		ON	266	175	335	803	544	103	284	344	425	45	467	157	246	–
<i>p</i> GON		–	0,94	0,56	0,79	0,59	0,56	0,68	0,65	0,81	0,72	0,63	0,71	0,90	0,70	0,71
<i>p</i> GÉF _{local}		–	0,06	0,44	0,21	0,41	0,44	0,32	0,35	0,19	0,28	0,37	0,29	0,10	0,30	0,29
<i>p</i> GÉF _{égaré}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>p</i> GÉF _{égaré, HUC}		–	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

APPENDIX F. ÉTUDE DU BIAIS DANS LES MMC ET LES MARQUES THERMIQUES

Remarque : L'annexe suivante a été fournie à l'origine à Angus Mackay, du Comité de gestion du Fonds pour le Nord, pour présenter les écarts observés entre les estimations, fondées sur les otolithes et sur les MMC, des contributions de l'écloserie du ruisseau Robertson aux pêches et aux échappées.

Le 24 septembre 2018

À : Angus Mackay, Comité de gestion du Fonds pour le Nord

La présente note fait suite à la lettre du 22 février 2018 demandant des renseignements supplémentaires sur les écarts entre les estimations, fondées sur les MMC et sur les otolithes, des contributions de l'écloserie en 2015 et en 2016 (la demande est citée ci-après).

... dans le cadre du rapport de 2017, le promoteur doit fournir une explication précise des écarts observés (voir le rapport annuel de 2016 à la page 20 [bas]). Par exemple, ces différences sont-elles attribuables au plan d'échantillonnage, à des taux de marquage inadéquats, à des biais attribuables à des facteurs de connaissance des MMC, à une combinaison de ces facteurs ou à d'autres facteurs? L'intérêt sous-jacent est de veiller à ce que les reconstructions des remontes dans le ruisseau Robertson soient fondées sur les meilleures données possibles et produisent des estimations fiables. Ce point est particulièrement important compte tenu de la dépendance du modèle du Comité technique du saumon chinook de la CSP à l'égard des données des MMC pour cet important stock « moteur » de saumon chinook.

Les tableaux (tableaux 39 et 40 de 2015, tableaux 44 et 45 de 2016) liés à cette demande sont joints et résumés dans le tableau 1 ci-après. On voit dans ces tableaux qu'au cours de ces deux années, les MMC ont considérablement sous-estimé (d'environ 50 %) les prises et les échappées de saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson (sous-estimation de 45 % en 2016 et de 57 % en 2015). Les prises sur la COIV ont été sous-estimées de 66 % et de 61 %, respectivement, en 2016 et en 2015. Les échappées de saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson ont été sous-estimées de 34 % et de 55 % en 2016 et en 2015, respectivement.

Tableau F1. Récapitulatif des contributions de l'écloserie du ruisseau Robertson aux pêches et aux échappées de la COIV en 2015 et 2016.

Comparaison des marques	Toutes les pêches et tous les emplacements		Prises seulement		Échappées seulement	
	2015	2016	2015	2016	2015	2016
Abondance totale selon les otolithes et les MMC	79 314	77 685	21 449	27 473	57 865	503 92
Abondance totale selon les MMC étendues seulement	34 155	42 598	8 401	9 458	25 754	33 140
Différence : Selon les MMC - selon les otolithes	-45 159	-35 267	-13 048	-18 015	-32 111	-17 252
Pourcentage de différence par rapport aux estimations selon les otolithes	-57 %	-45 %	-61 %	-66 %	-55 %	-34 %

On ignore pour le moment la cause ou l'origine de ces différences entre les estimations fondées sur les otolithes et les MMC. Voici quelques possibilités :

Stade adulte du saumon

- Plan d'échantillonnage

-
- Biais d'échantillonnage pendant la mise en œuvre
 - Biais des facteurs de connaissance des MMC
 - Différence de retour dans le cours d'eau natal (égarement) entre les saumons chinooks porteurs de MMC et non marqués

Stade juvénile du saumon

- Taux de marquage inadéquats
- Erreurs dans l'estimation des lâchers de saumons chinooks porteurs de MMC et non marqués
- Différence de mortalité ou perte entre les saumons chinooks porteurs de MMC et non marqués

Pour le moment, nous n'avons pas de réponse, mais nous reconnaissons qu'il s'agit d'un enjeu important que nous étudions (p. ex. les taux d'égarement des saumons chinooks de la COIV sont en cours d'évaluation). Nous sommes néanmoins en mesure de vous fournir les renseignements suivants. Premièrement, la lettre indique une intention sous-jacente de produire des chiffres fiables, ce à quoi nous souscrivons. La fiabilité peut être décrite en fonction du niveau et de l'uniformité de l'effort d'échantillonnage et de l'uniformité des résultats. À cette fin, deux groupes d'échantillons distincts ont fonctionné de la même façon pendant de nombreuses années, avec des taux d'échantillonnage relativement élevés, dans le but d'estimer la contribution à l'échappée de l'écloserie du ruisseau Robertson dans la rivière Stamp : 1) les « saumons de retour » dans l'écloserie et 2) les géniteurs dans la rivière. On observe environ 100 % des « saumons de retour » dans l'écloserie pour vérifier si la nageoire adipeuse a été entaillée (dénotant donc la présence de MMC) et on en échantillonne 400 au hasard pour les otolithes. Dans l'échantillonnage des carcasses en rivière, le taux d'échantillonnage moyen est de 16 % depuis 2000, variant entre 5 % et 33 %. Les résultats concernent les remontes complètes des années d'éclosion de 1998 à 2012.

Ces deux groupes d'échantillonnage ont le même résultat : les MMC sous-estiment la contribution de l'écloserie du ruisseau Robertson d'environ 30 %. Pour ce qui est des « saumons de retour », les MMC ont sous-estimé la contribution de l'écloserie du ruisseau Robertson à l'abondance totale de 31,0 % en moyenne ($n = 15$ ans, 1 écart type = 12,5 %, plage de 16 % à 63 %). En ce qui concerne l'échantillonnage des carcasses dans la rivière, les MMC ont sous-estimé la contribution de l'écloserie du ruisseau Robertson à l'abondance totale de 32,0 % en moyenne ($n = 15$ ans, 1 écart type = 14,4 %, fourchette de la sous-estimation de 5 % à 56 %). Les graphiques suivants montrent l'abondance estimée de la remonte des saumons chinooks de l'écloserie du ruisseau Robertson selon les deux méthodes et le niveau de biais. La figure 1 comprend l'échantillon de « saumons de retour » et la figure 2, l'échantillonnage des carcasses dans la rivière Stamp.

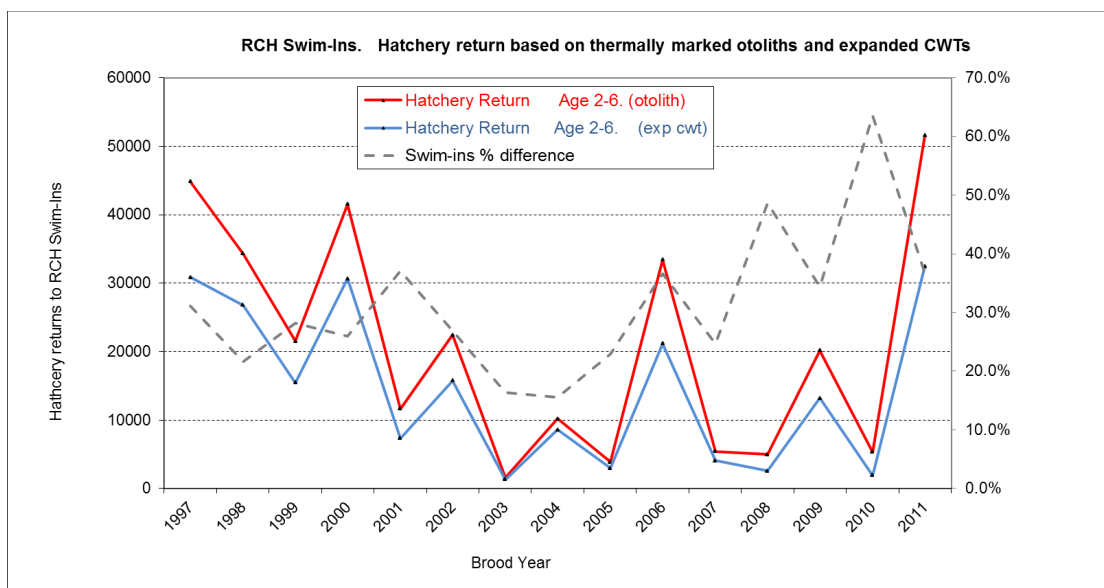


Figure F1.A. Abondance des saumons chinooks de l'écluse du ruisseau Robertson dans la population de « saumons de retour » de 1998 à 2012. Durant ces années, l'estimation de la contribution de l'écluse aux MMC était en moyenne de 31 % inférieure aux estimations fondées sur les otolithes.

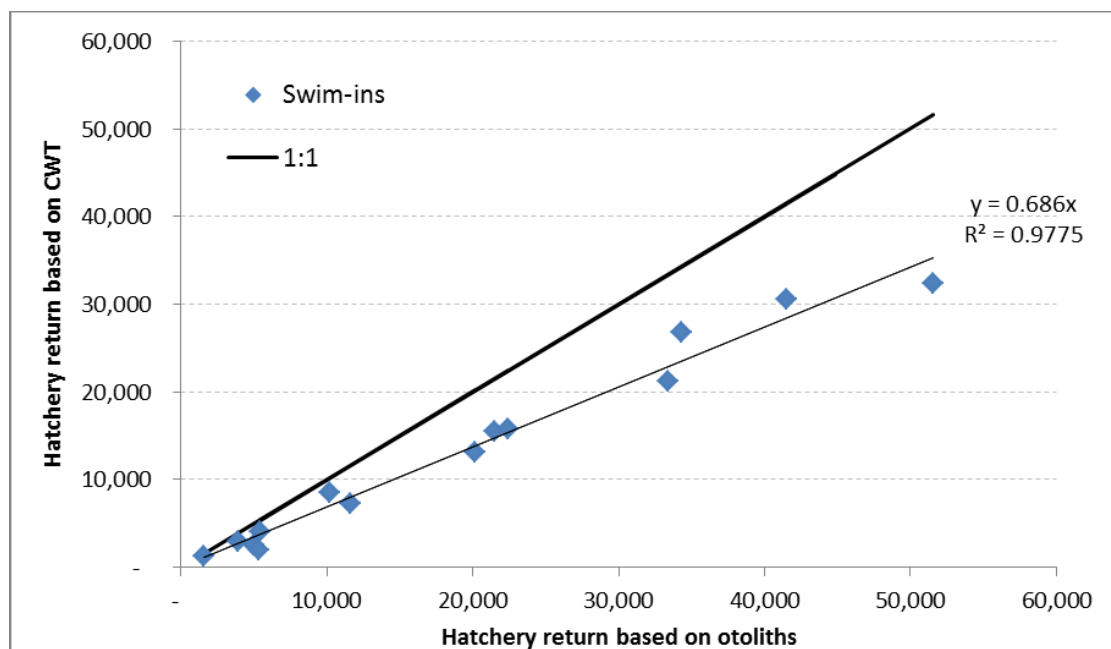


Figure F1.B. Relation entre les estimations, fondées sur les otolithes et sur les MMC, de l'abondance du saumon chinook de l'écluse du ruisseau Robertson dans la population de « saumons de retour » de 1998 à 2012.

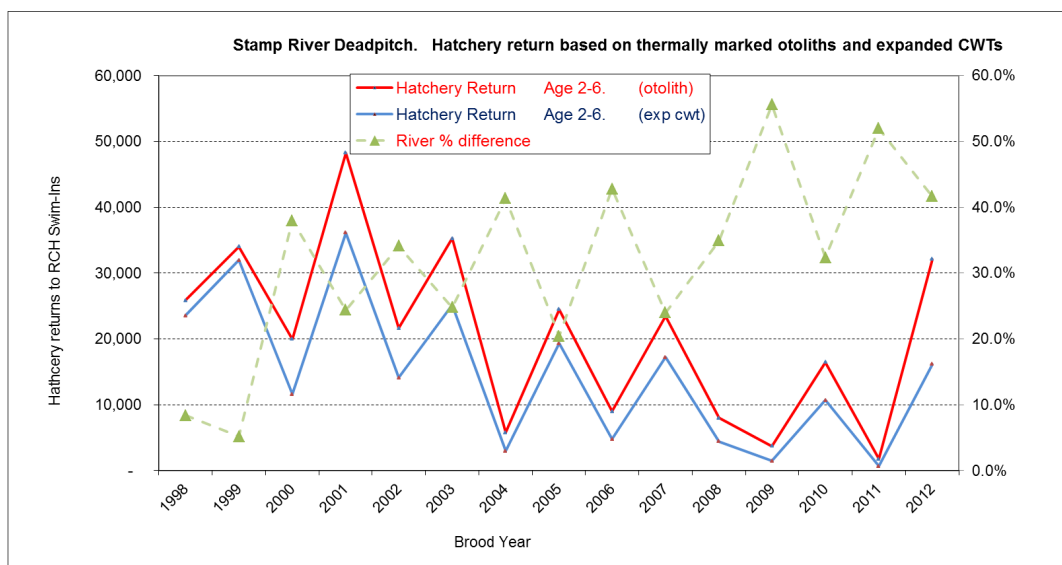


Figure F2.A. Abondance du saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson dans la rivière Stamp de 1998 à 2012 selon les MMC et les otolithes. Durant ces années, l'estimation de la contribution de l'écloserie aux MMC était en moyenne de 32 % inférieure aux estimations fondées sur les otolithes.

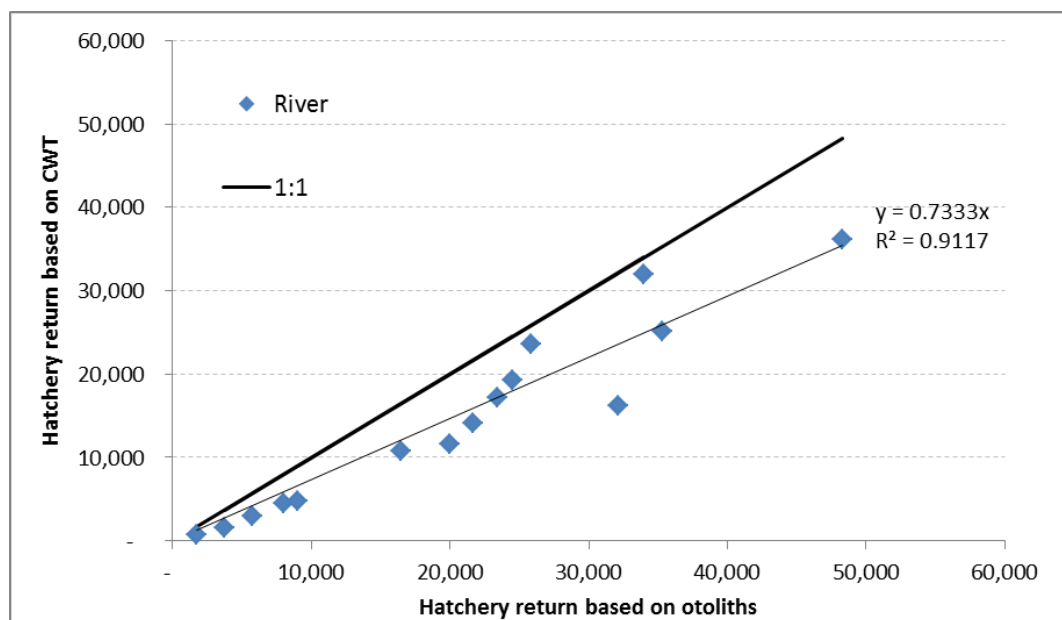


Figure F2.B. Relation entre les estimations, fondées sur les otolithes et sur les MMC, de l'abondance du saumon chinook de l'écloserie du ruisseau Robertson dans l'échantillon de carcasses dans la rivière Stamp de 1998 à 2012.

En raison du manque d'échantillonnage des otolithes dans les pêches en mer du saumon en dehors de ce projet, nous ne sommes pas en mesure d'évaluer l'ampleur de ce biais dans les pêches. Nous pensons que les résultats de la pêche seront plus incertains en raison de facteurs comme les taux d'échantillonnage plus faibles et les facteurs d'extension des MMC dans la pêche. Nous ne prévoyons pas un biais plus élevé dans la pêche par rapport aux échantillons des échappées. Les données limitées de 2015 et de 2016 (tableau 1) montrent des différences plus marquées dans les prises (66 % en 2016 et 61 % en 2015) que dans les échantillons des échappées (34 % en 2016 et 55 % en 2015). La vérification des données de 2017 est presque

terminée et l'année 2018 vient tout juste d'être organisée avant d'être transmise aux laboratoires; il est donc trop tôt pour dire si le biais dans les échantillons de pêche est plus élevé que dans les échappées. C'est l'une des raisons pour lesquelles il faut poursuivre ce projet une autre année.

Nous remarquons qu'il semble y avoir un biais négatif dans les estimations fondées sur les MMC pour d'autres stocks indicateurs de saumon chinook, mais l'étendue du biais semble incohérente entre les écloséries. Ces résultats seront préparés pour le rapport sur l'égarément prévu au début de 2019.

L'uniformité relative du biais permet de penser que les facteurs de causalité s'exercent probablement au stade biologique des juvéniles. Nous testons cette hypothèse avec le saumon chinook de la rivière Cowichan. L'éclosérie de la rivière Cowichan a commencé à marquer les otolithes il y a environ cinq ans, de plus, elle pose des MMC et pratique une entaille de la nageoire adipeuse sur presque 100 % de sa production.

Tableaux de référence supplémentaires :

Tableau F2. (Tableau 6 du rapport de 2015) Remonte du saumon chinook de l'écloserie du réseau Somass/ruisseau Robertson dans la zone terminale de la COIV en 2015. Remarque : Les poissons d'écloserie sont déterminés par les marques sur les otolithes, l'ADN et les MMC.

Zone terminale	Pêche/emplacement	Âge					Total
		2	3	4	5	6	
Zone 23, Barkley-Alberni	ASR/Traité	51	1 090	111	19	-	1 271
	Comm. des Premières Nations	42	5 372	708	83	-	6 205
	Pêche récréative	31	7172	1133	169	-	8505
	Pêche commerciale, filet maillant	5	383	19	-	-	407
	Pêche commerciale, senne	-	-	-	-	-	-
	Échappée	1 782	50 295	4 288	887	7	57 259
	Total	1 911	64 312	6 259	1 158	7	73 647
Autres zones de la COIV	Prises	1	2 121	2 491	447	2	5 062
	Échappée	2	483	88	35	-	608
	Remonte totale dans la zone terminale	1 914	66 916	8 838	1 640	9	79 317

Tableau F3. (Tableau 7 du rapport de 2015) Remonte des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson porteurs de MMC dans la zone 23 en 2015 (baie Barkley et bras de mer Alberni).

Zone terminale	Pêche/emplacement	Âge					Total
		2	3	4	5	6	
Zone 23, Barkley-Alberni	ASR/Traité	-	-	-	-	-	-
	Comm. des Premières Nations	103	4 368	-	-	-	4 471
	Pêche récréative	-	3 249	44	41	-	3 334
	Pêche commerciale, filet maillant	-	-	-	-	-	0
	Pêche commerciale, senne	-	-	-	-	-	0
	Échappée	1 501	22 753	1 018	482	-	25 754
	Total	1 604	30 370	1 062	523	0	33 559
Autres zones de la COIV	Prises	-	553	44	-	-	597
	Échappée	-	-	-	-	-	-
	Remonte totale dans la zone terminale	1 604	30 923	1 106	523	0	34 156

Tableau F4. (Tableau 8 du rapport de 2016) Remonte du saumon chinook de l'écloserie du réseau Somass/ruisseau Robertson dans la zone terminale de la COIV en 2016. Remarque : Les poissons d'écloserie sont déterminés par les marques sur les otolithes, l'ADN et les MMC.

Zone terminale	Pêche/emplacement	Âge					Total
		2	3	4	5	6	
Zone 23, Barkley-Alberni	ASR/Traité	-	189	2 222	-	-	2 411
	Comm. des Premières Nations	231	3 403	8 250	-	-	11 884
	Pêche récréative	626	2 445	5 645	201	-	8 917
	Pêche commerciale, filet maillant	55	489	764	-	-	1 308
	Pêche commerciale, senne	-	-	-	-	-	0
	Échappée	6 528	17 751	24 665	157	-	49 101
	Total	7 440	24 277	41 546	358	0	73 621
Autres zones de la COIV	Prises	106	735	1 932	179	-	2 952
	Échappée	-	298	959	34	-	1 291
	Remonte totale dans la zone terminale	7 546	25 310	44 437	571	0	77 864

Tableau F5. (Tableau 9 du rapport de 2016) Remonte des poissons de l'écloserie du ruisseau Robertson porteurs de MMC dans la zone 23 en 2016 (baie Barkley et bras de mer Alberni).

Zone terminale	Pêche/emplacement	Âge					Total
		2	3	4	5	6	
Zone 23, Barkley-Alberni	ASR/Traité	-	-	-	-	-	-
	Comm. des Premières Nations	107	668	3 660	136	-	-
	Pêche récréative	13	985	2 571	-	-	-
	Pêche commerciale, filet maillant	-	-	-	-	-	-
	Pêche commerciale, senne	-	-	-	-	-	-
	Échappée	4 355	13 098	15 687	-	-	-
	Total	4 475	14 751	21 918	136	-	0
Autres zones de la COIV	Prises	108	137	1 307	103	-	1 655
	Échappée	-	-	-	-	-	-
	Remonte totale dans la zone terminale	4 583	14 888	23 225	239	-	1 655