



Pêches et Océans
Canada

Fisheries and Oceans
Canada

Sciences des écosystèmes
et des océans

Ecosystems and
Oceans Science

Secrétariat canadien de consultation scientifique (SCCS)

Document de recherche 2018/058

Région du Centre et de l'Arctique

**Renseignements à l'appui de l'évaluation du débit minimal requis pour le poisson
et l'habitat du poisson dans la rivière Saskatchewan en aval de la station
hydroélectrique E.B. Campbell**

D.A. Watkinson, H.K. Ghamry, and E.C. Enders

Freshwater Institute
Pêches et Océans Canada
501 University Crescent
Winnipeg, MB, R3T 2N6

Avant-propos

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

Publié par :

Pêches et Océans Canada
Secrétariat canadien de consultation scientifique
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

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



© Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2020
ISSN 2292-4272

La présente publication doit être citée comme suit :

Watkinson, D.A., Ghamry, H.K., et Enders, E.C. 2020. Renseignements à l'appui de l'évaluation du débit minimal requis pour le poisson et l'habitat du poisson dans la rivière Saskatchewan en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Secr. can. de consult. sci. du MPO. Doc. de rech. 2018/058. v + 118 p.

Also available in English :

Watkinson, D.A., Ghamry, H.K., and Enders, E.C. 2020. Information to support the assessment of the Instream Flow Needs for Fish and Fish Habitat in the Saskatchewan River downstream of the E.B. Campbell Hydroelectric Station. DFO Can. Sci. Advis. Sec. Res. Doc. 2018/058. v + 110 p.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	V
INTRODUCTION	1
STATION HYDROÉLECTRIQUE E.B. CAMPBELL.....	2
PÉRIODES D'IMPORTANCE BIOLOGIQUE	3
EFFETS ABIOTIQUES	4
HYDROLOGIE	4
LÂCHÉ D'EAU LIÉ À LA DEMANDE DE POINTE.....	7
TAUX DE VARIATION DU DÉBIT	13
ANALYSE DU DÉBIT.....	14
DISPONIBILITÉ DE L'HABITAT	17
CARTOGRAPHIE DE L'HABITAT	18
MODÉLISATION DE L'HABITAT	18
SÉDIMENTS ET TURBIDITÉ.....	21
TEMPÉRATURE DE L'EAU	24
CHANGEMENT DANS LES CONCENTRATIONS DE NUTRIMENTS.....	26
MERCURE.....	30
SURSATURATION DES GAZ DISSOUS TOTAUX.....	30
PERTURBATIONS BIOTIQUES	31
COMMUNAUTÉ DE POISSONS.....	31
CALCUL DE L'HABITAT DU POISSON DISPONIBLE ET UTILISÉ – ÉTABLISSEMENT DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'HABITAT DE CATÉGORIE III.....	37
ANALYSE DE LA SUPERFICIE UTILISABLE PONDÉRÉE	37
ÉCHOUEMENT.....	40
ÉCHOUEMENT DU POISSON EN AVAL DE LA STATION HYDROÉLECTRIQUE E.B. CAMPBELL	41
MESURES D'ATTÉNUATION DE L'ÉCHOUEMENT ET MISE EN ŒUVRE DES CONTRÔLES DE VARIATION DU DÉBIT	47
RECRUTEMENT DE L'ESTURGEON JAUNE	48
DÉRIVE DES LARVES D'ESTURGEON JAUNE	52
CHANGEMENT DANS L'ACCÈS AUX HABITATS	53
BIOÉNERGÉTIQUE DU POISSON.....	53
ÉTUDES POTENTIELLES ABORDANT LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET LES INCERTITUDES.....	53
OPTIONS D'ATTÉNUATION POUR CONSERVER ET PROTÉGER LE POISSON ET L'HABITAT DU POISSON.....	54
REMERCIEMENTS	56
RÉFÉRENCES CITÉES.....	56
ANNEXE 1 : RÉSULTATS DE L'ATELIER QUI S'EST TENU À PRINCE ALBERT EN SASKATCHEWAN (DU 7 AU 9 NOVEMBRE 2005) EN VUE D'ÉTABLIR DES CRITÈRES DE	

QUALITÉ DE L'HABITAT POUR LES POISSONS DANS LA RIVIÈRE SASKATCHEWAN EN AVAL DE LA STATION HYDROÉLECTRIQUE E.B. CAMPBELL.	64
INTRODUCTION.....	64
OBSERVATIONS GENERALES/SUJETS DE DISCUSSION.....	64
HYPOTHESES	65
RESULTATS ET CONCLUSIONS.....	67
RÉFÉRENCES CITÉES.....	100
ANNEXE 2 : CALCUL DE L'HABITAT DU POISSON DISPONIBLE ET UTILISE – ÉTABLISSEMENT DE LA COURBE DES CRITERES DE QUALITE DE L'HABITAT.....	101

RÉSUMÉ

La station hydroélectrique E.B. Campbell, détenue et exploitée par SaskPower, a été mise en service en 1963 et est utilisée comme installation de lâché d'eau lié à la demande de pointe sur la rivière Saskatchewan, près de Nipawin (Saskatchewan). SaskPower a demandé un renouvellement de l'autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches* pour la station, et le Programme de protection des pêches de Pêches et Océans Canada cherche à obtenir des avis scientifiques concernant le débit minimal requis pour aider à établir une nouvelle autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches*. Avant le 7 septembre 2004, la station pouvait libérer des débits d'eau allant de $\sim 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à $\sim 1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. L'autorisation de 2004 exigeait de libérer un débit minimal de $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Un rapport d'étude du MPO, ainsi que d'autres rapports d'experts-conseils, et des publications tirées de la documentation de base sont résumés dans le présent document de recherche en vue de décrire les effets de la station hydroélectrique E.B. Campbell sur le poisson et l'habitat du poisson en aval et de fournir des recommandations sur le débit minimal requis pour atténuer les effets sur le poisson et l'habitat du poisson.

L'hydrographie naturelle a été fortement modifiée depuis que la station a été mise en service, principalement en raison de barrages et de dérivations en amont. La station hydroélectrique E.B. Campbell est une station de lâché d'eau lié à la demande de pointe. De vastes secteurs de l'habitat sont généralement asséchés chaque jour, ce qui entraîne un risque d'échouement pour plusieurs organismes aquatiques et stades biologiques. La structure de taille de la communauté de poissons se trouvant en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell favorise le poisson de plus grande taille, probablement en raison de l'activité de débit et de la présence du barrage qui agit comme un obstacle au déplacement du poisson. Les critères de qualité de l'habitat donnent à penser que des débits instantanés minimaux de $>75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ lors de périodes d'importance biologique précises sont susceptibles d'avantager le poisson. En outre, le rétablissement de l'esturgeon jaune pourrait profiter du maintien d'un débit instantané minimal élevé de $>700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ durant les deux premières semaines de la période de frai pour maximiser la réussite éventuelle du recrutement. Une diminution rapide des débits est susceptible d'accroître le risque d'échouement du poisson, en particulier lorsque les débits sont de $<500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Par conséquent, un règlement sur la diminution des débits pourrait être établi pour minimiser l'échouement. Lorsque les débits sont de $>1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, le déversoir est utilisé. Lorsque le débit de déversement stagne, l'échouement du poisson se produit dans le déversoir. L'apport d'un débit continu au déversoir pourrait éliminer le besoin de récupérer le poisson à l'intérieur du déversoir. Cette mesure aurait aussi pour effet d'accroître l'habitat humide disponible. Refaçonner les bords et le lit de la rivière dans l'ancien chenal de la rivière afin de relier les bassins isolés et de diminuer le niveau du lit pour qu'il soit inférieur à 278,55 MASL est également une solution envisageable pour réduire l'échouement. Permettre des débits occasionnels de $>1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ assurera une inondation et une connectivité supplémentaires dans le delta de la rivière Saskatchewan et le potentiel d'augmenter la productivité des pêches dans le réseau hydrographique de la rivière Saskatchewan.

INTRODUCTION

Le Programme de protection des pêches (PPP) de Pêches et Océans Canada gère les effets sur la productivité des pêches liées à la dégradation ou la perte de l'habitat et aux modifications du passage du poisson et du débit. En ce qui concerne les projets pour lesquels des effets sont prévus sur la productivité des pêches, PPP administre des lettres d'avis ou des autorisations en vertu de la *Loi sur les pêches*. Ces documents fournissent des directives sur les façons d'éviter ou d'atténuer tout effet et ils comportent des exigences en matière de restauration et de compensation lorsque les effets sont inévitables et qu'ils ne peuvent être atténués.

La station hydroélectrique E.B. Campbell (EBC), détenue et exploitée par SaskPower, est une installation de lâché d'eau lié à la demande de pointe. Elle est située sur la rivière Saskatchewan, près de Nipawin (Saskatchewan). SaskPower a demandé un renouvellement de l'autorisation accordée en vertu de la *Loi sur les pêches* pour la station hydroélectrique E.B. Campbell. Par conséquent, le Programme de protection des pêches cherche à obtenir des avis scientifiques concernant le débit minimal requis pour aider à établir une nouvelle autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches*, notamment des mesures visant à éviter, à atténuer et, au besoin, à compenser la mort de poissons et les modifications à l'habitat du poisson découlant des activités courantes de l'installation existante.

EBC a été mise en service en 1963. Elle a été exploitée comme installation de lâché d'eau lié à la demande de pointe sans aucune exigence de débit minimal jusqu'au 7 septembre 2004. Le débit instantané à l'EBC peut varier de $\sim 0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à $1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ lors d'une journée donnée. Les débits provenant du lac Tobin qui sont supérieurs à $\sim 1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ sont évacués par le canal de trop-plein, un tronçon de $\sim 5,6 \text{ km}$ de l'ancien chenal de la rivière (avant 1963) maintenant contourné par la station hydroélectrique E.B. Campbell. En 2003, la gestion de l'habitat du poisson (ou GHP, maintenant le Programme de protection des pêches (PPP)) de Pêches et Océans Canada (MPO) et SaskPower ont terminé des négociations en vue de résoudre une DDHP (détérioration, destruction ou perturbation de l'habitat) continue du poisson et de l'habitat du poisson dans la rivière Saskatchewan, en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Ces négociations ont abouti à la délivrance d'une autorisation formelle du MPO, en vertu du paragraphe 35(2) et de l'article 32 de la *Loi sur les pêches*, entrée en vigueur le 30 août 2005. L'autorisation exigeait notamment de libérer un débit instantané minimal de $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

En outre, une entente de partenariat dans le domaine de la recherche a été élaborée entre SaskPower, la GHP du MPO, le Secteur des Sciences du MPO, Saskatchewan Environment, la Saskatchewan Watershed Authority et l'Université de Regina afin d'étudier les effets sur le poisson et l'habitat du poisson de la nouvelle activité de lâché d'eau lié à la demande de pointe pour les débits minimaux de $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Les recherches menées dans le cadre de cette entente de partenariat se sont déroulées du mois d'avril 2005 au mois de mars 2007 et ont donné lieu à un rapport du MPO en 2008, lequel n'a pas été publié. Les conclusions de ce rapport, ainsi que d'autres rapports d'experts-conseils produits dans le cadre d'études lancées par SaskPower, et des publications tirées de la documentation de base sont résumées dans le présent document de recherche.

En mars 2012, le MPO a formulé une directive nationale concernant le débit minimal requis (c.-à-d., +/- 10 % du débit instantané; 30 % du débit annuel moyen); il est toutefois précisé que lorsque les données sont accessibles, il faut effectuer un examen technique plus détaillé sur l'efficacité des seuils recommandés (MPO 2013). Le MPO (2013) a également fait remarquer que cette directive ne concernait pas les installations de lâché d'eau lié à la demande de pointe. Par conséquent, le présent document de recherche a pour but de décrire les effets des

règlements concernant le débit à EBC sur le poisson et l'habitat du poisson en aval et de fournir des recommandations sur le débit minimal requis.

Les objectifs précis sont les suivants :

1. Décrire les périodes d'importance et les critères de qualité de l'habitat pour les principales espèces de poisson dans la rivière Saskatchewan.
2. Analyser les changements dans l'hydrographie naturelle qui sont causés par les activités de lâché d'eau lié à la demande de pointe d'EBC.
3. Résumer les effets des modifications du débit sur le poisson, sur l'habitat du poisson et sur l'écosystème et la morphologie du chenal de la rivière Saskatchewan.
4. Présenter des recommandations en vue d'apporter des ajustements à l'activité de lâché d'eau lié à la demande de pointe dans le but de minimiser les effets sur le poisson et l'habitat du poisson.

STATION HYDROÉLECTRIQUE E.B. CAMPBELL

La rivière Saskatchewan, d'une longueur de 550 km, est une rivière d'importance du centre du Canada. Elle s'écoule vers l'est et traverse les provinces de la Saskatchewan et du Manitoba, pour se jeter dans le lac Winnipeg. Par ses affluents que sont la rivière Saskatchewan Nord et la rivière Saskatchewan Sud, le bassin hydrographique de la rivière Saskatchewan, d'une superficie de 335 900 km², englobe la majeure partie des régions des Prairies du centre du Canada, s'étirant vers l'ouest jusqu'aux montagnes Rocheuses en Alberta et dans le Nord-Ouest du Montana, aux États-Unis. EBC est une station hydroélectrique sur la rivière Saskatchewan. Elle appartient à SaskPower et elle est située près de Nipawin, en Saskatchewan (Canada). La centrale électrique a été mise en service en 1963. Elle est dotée de huit groupes de turbines au total, et sa puissance génératrice combinée est de 289 MW. La construction du barrage a créé un réservoir artificiel, le lac Tobin, et elle a entraîné la modification des débits et des niveaux d'eau dans la rivière Saskatchewan, en amont et en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Le stockage de l'eau au lac Tobin est limité, étant donné que la surface de l'eau des réservoirs est maintenue à une hauteur entre 312 et 313,64 MASL (mètres au-dessus du niveau de la mer). EBC est essentiellement une installation hydroélectrique au fil de l'eau. Toutefois, la centrale électrique est exploitée selon un régime de lâché d'eau lié à la demande de pointe, de manière à équilibrer les besoins variables en énergie pour la Province de la Saskatchewan tous les jours ou toutes les heures. Par conséquent, la station hydroélectrique E.B. Campbell a été exploitée selon un régime de lâché d'eau lié à la demande de pointe allant de 0 à 1,000 m³ s⁻¹ avant 2004. Le débit sortant maximal était de ~1 000 m³ s⁻¹. Lorsque le débit en provenance du lac Tobin est supérieur à ~1,000 m³ s⁻¹, l'eau excédentaire est évacuée dans un déversoir et est acheminée jusqu'à un tronçon de ~6 km de l'ancien chenal de la rivière. Le 7 septembre 2004, l'activité a été modifiée afin d'assurer un débit minimal de 75 m³ s⁻¹. Le débit à la station varie donc maintenant de 75 m³ s⁻¹ à 1 000 m³ s⁻¹.

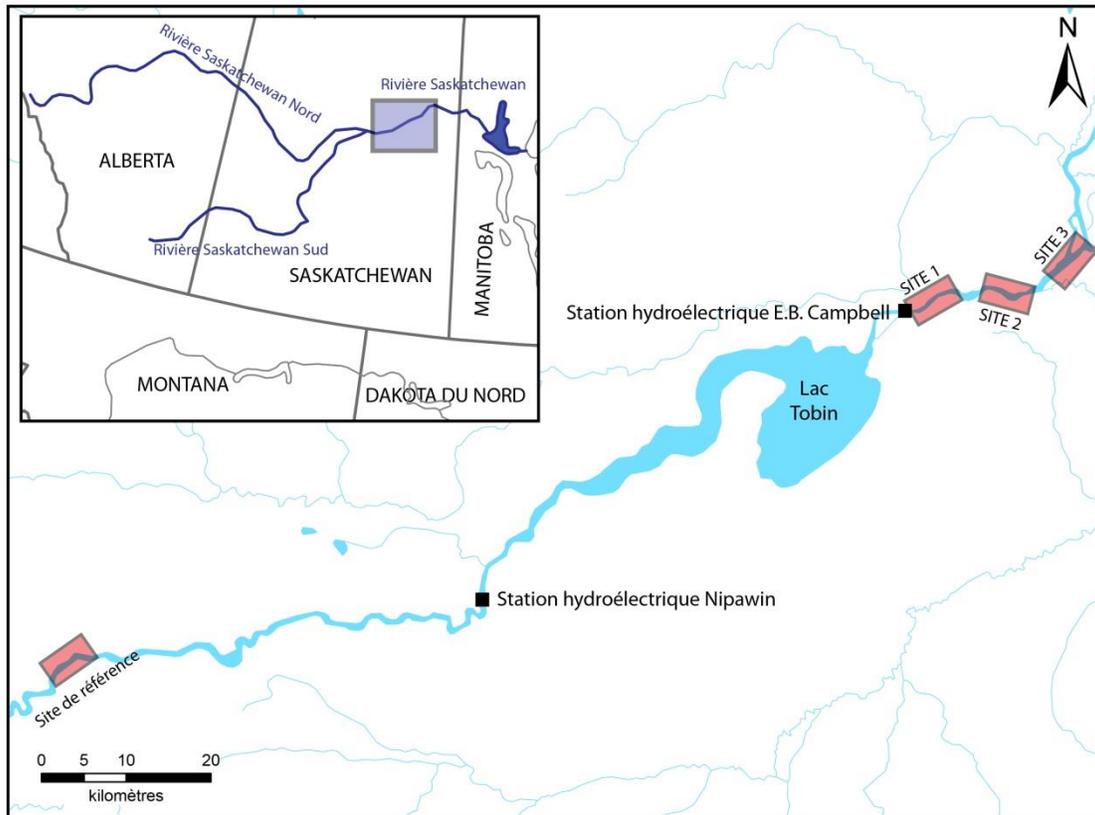


Figure 1. Carte indiquant les emplacements des sites d'étude dans la rivière Saskatchewan, en Saskatchewan (tirée de Enders et al. 2017).

PÉRIODES D'IMPORTANCE BIOLOGIQUE

En novembre 2005, un atelier du comité directeur a eu lieu à Prince Albert, en Saskatchewan, dans le but de créer des périodes d'importance biologique pour tous les stades biologiques des espèces de poissons qui présentent un intérêt dans la rivière Saskatchewan, en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell, pour chaque semaine de l'année. Semblables aux « phases » créées par Enders *et al.* (2009), une période d'importance biologique est une période continue durant laquelle un mélange précis d'espèces et de stades biologiques ou de fonctions survient. Les périodes d'importance biologique sont utilisées dans l'évaluation des effets que produisent les modifications du débit sur le poisson et l'habitat du poisson.

En ce qui concerne les températures de frai, des plages de préférences pour les diverses espèces de poissons ont été déterminées d'après la documentation et en fonction de l'expérience des participants à l'atelier. Quatre périodes d'importance biologique ont été définies (tableau 1). Le choix des semaines pour les périodes d'importance biologique liées au frai a été effectué en fonction des connaissances des participants en matière de normes régionales de température de l'eau pour la rivière Saskatchewan lors des activités de frai.

Historiquement, il a été établi que des crues peuvent survenir après le 24 juin. Ce moment coïncide avec la période d'élevage des juvéniles pour de nombreuses espèces frayant plus tôt durant l'année. Pour cette raison, lors de l'examen régional par les pairs de l'évaluation du débit minimal requis pour le poisson et l'habitat du poisson dans la rivière Saskatchewan en EBC, qui

s'est tenu les 9 et 10 mai 2018, la décision de prolonger la période d'importance biologique 3 jusqu'au 24 juillet (date qui correspond au jour 205 et au début habituel de la baisse des débits) a été prise.

La période d'importance biologique a ensuite été utilisée pour diviser les registres de débit aux fins de la modélisation de l'habitat du poisson et pour évaluer les effets sur le poisson que pourrait produire le lâché d'eau lié à la demande de pointe. Afin de mieux calculer la variable environnementale d'une année à l'autre et au cours d'une année donnée, la période d'importance biologique pourrait être définie en fonction de conditions environnementales comme les moyennes mobiles de la température de l'eau ou du débit d'eau. Celles-ci pourraient être utiles d'un point de vue biologique et opérationnel.

Tableau 1. Périodes d'importance biologique pour le poisson dans la rivière Saskatchewan, établies en fonction des résultats de l'atelier qui a eu lieu à Prince Albert, en Saskatchewan, en novembre 2005 et de l'examen régional par les pairs qui s'est tenu en mai 2018 à Winnipeg, au Manitoba ().*

Période d'importance biologique	Période	Stade biologique Fonction
1	Du 15 octobre au 29 avril	Reproducteurs d'automne et d'hiver; Hivernants
2	Du 30 avril au 27 mai	Reproducteurs de début de printemps
3	Du 28 mai au 10 juin	Frai de l'esturgeon jaune
	Du 11 juin au 24 juillet*	Reproducteurs de printemps
4	Du 25 juillet au 14 octobre	Période de croissance

EFFETS ABIOTIQUES

HYDROLOGIE

Le débit est considéré comme la « variable maîtresse » qui lie entre elles les fonctions écologiques importantes et qui influe sur l'ensemble des fonctions de l'écosystème (MPO 2013). Ces fonctions comprennent : l'hydrologie, la biologie, la géomorphologie, la connectivité (y compris l'influence de l'eau souterraine) et la qualité de l'eau. Les exigences relatives au débit écologique pour les pêches ne devraient pas être considérées séparément d'autres variables liées au débit (p. ex., la température, l'oxygène dissous, les nutriments; MPO 2013). Pour comprendre les effets potentiels de la station hydroélectrique E.B. Campbell sur l'écosystème aquatique, il est nécessaire d'effectuer un examen des changements hydrologiques causés par l'exploitation de la station.

Le régime d'écoulement naturel d'un bassin hydrographique est caractérisé par l'ampleur du débit, la durée, la fréquence, le moment et le taux de changement (Poff *et al.* 1997). Le débit assure la régulation des processus physiques et des processus écologiques de l'écosystème de la rivière, et de nombreuses caractéristiques de l'habitat du chenal et de la plaine d'inondation sont formées et maintenues par les débits saisonniers dominants (Poff *et al.* 1997). De plus, les organismes alimentaires, les nutriments et d'autres aspects de l'habitat du poisson qui favorisent la production du poisson dans les rivières sont régis et influencés par le débit

(Junk *et al.* 1989, Poff *et al.* 1997). La modification du débit dans un réseau hydrographique peut donc produire de lourds effets sur le poisson et l'habitat du poisson.

Il est possible de comparer des registres de débit de la période antérieure ([ECCC 2018](#)) et des registres de débit de la période actuelle pour évaluer les changements qui sont survenus en raison de l'exploitation des barrages sur le réseau hydrographique de la rivière Saskatchewan. Avant 1962, il n'y avait pas de jauge en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Par conséquent, les données de la rivière Saskatchewan Sud (05HG001) et les données de la rivière Saskatchewan Nord (05GG001) ont été réunies pour représenter le débit de 1912-1963 sur la rivière Saskatchewan avant l'exploitation de la station hydroélectrique E.B. Campbell (figure 2). Les données de 1962 et de 1963, année de la mise en service de la station hydroélectrique E.B. Campbell, n'ont pas été utilisées étant donné que le lac Tobin se remplissait alors. Ce sont les données du débit moyen quotidien des années 1964 à 2015 qui ont été utilisées pour résumer l'hydrographie en aval de la station (05KD003). Les débits quotidiens moyens ont été calculés afin d'étudier les changements survenus 1) avant 1963, 2) après l'année 1964 jusqu'au 6 septembre 2004 et 3) du 7 septembre 2004 à l'année 2015 (figure 3).

Un débit quotidien moyen de $521 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a été calculé pour la période de 1912 à 1963 combinant les registres de la rivière Saskatchewan Sud et de la rivière Saskatchewan Nord. Pour la période de 1964 à 2004, le débit quotidien moyen calculé s'établit à $443 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Pour la période de 2004 à 2015, le débit quotidien moyen calculé s'établit à $538 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (figure 3). Cette période plus humide qui subsiste depuis le 7 septembre 2004 explique certains des écarts constatés entre les registres de débit de la période de 1964 à 2004 et ceux de la période de 2004 à 2015.

Le débit quotidien moyen pour la période de 1964 à 2004 et la période de 2004 à 2015 enregistre une augmentation triple en ce qui concerne les débits de la période d'importance biologique 1, tandis que les débits des périodes d'importance biologique 2, 3 et 4 sont tous inférieurs à ceux de la période de 1912 à 1963 (figure 3). Cet écart est attribuable à une modification de l'hydrographie naturelle en amont. Par ordre d'importance, il est question ici de la station hydroélectrique Coteau Creek sur la rivière Saskatchewan Sud à partir de 1969, de l'exploitation des barrages Brazeau et Bighorn en Alberta, qui ont été mis en service en 1965 et en 1972 respectivement, ainsi que de dérivations en Alberta sur la rivière Saskatchewan Nord, d'une dérivation en Alberta depuis la rivière Saskatchewan Sud, et enfin d'un entrepôt et d'une dérivation depuis le lac Tobin en Saskatchewan. Les recommandations visant la modification de l'hydrologie annuelle devront probablement prendre en compte ces barrages et ces dérivations en amont de la station hydroélectrique E.B. Campbell étant donné leur influence sur l'hydrographie naturelle.

Depuis le 7 septembre 2004, les débits associés à la période d'importance biologique 1 sont demeurés semblables à ceux associés à la période de 1964 à 2004, mais des débits supérieurs ont été constatés à la fin de la période d'importance biologique 3 et au début de la période d'importance biologique 4 lorsque d'importantes crues sont survenues. Il importe de tenir compte de cette augmentation globale du débit annuel moyen depuis le 7 septembre 2004 lors de l'examen des données d'excédent, puisque de façon générale, davantage d'eau (~18 %) est disponible aux fins de la gestion depuis la période de 1964 à 2004.

Hassanzadeh *et al.* (2017) ont étudié la vulnérabilité du delta de la rivière Saskatchewan (figure 2) au régime d'écoulement fluvial changeant et à l'augmentation de l'irrigation, et ils ont conclu que le régime d'écoulement dans le delta de la rivière Saskatchewan est plus sensible aux changements en amont dans le volume du débit annuel qu'au moment du débit de pointe ou à l'augmentation de l'irrigation. La vulnérabilité aux changements dans le volume du débit peut être renforcée lorsqu'elle est associée à des changements dans le moment du débit de

pointe, étant donné que des changements dans le moment du débit de pointe en amont peuvent modifier l'ampleur et le moment du débit de pointe dans le delta de la rivière Saskatchewan. Ce phénomène peut nuire au biote aquatique, qui au fil du temps s'est adapté à la rythmicité des débits de pointe, et cela a pour effet d'isoler plus fréquemment les lacs et les zones humides de l'artère principale (Baschuk *et al.* 2012, Hassanzadeh *et al.* 2017). Les débits de $<1\ 000\ \text{m}^3\ \text{s}^{-1}$ entraînent le déplacement de l'eau dans les chenaux de cours d'eau principalement et n'occasionnent que de faibles inondations (Sagin *et al.* 2015). La zone inondée au moment du débit de pointe de l'été dans le delta de la rivière Saskatchewan a progressivement diminué au cours du dernier siècle, probablement en raison de la capture et de l'entreposage de l'eau, suivis de lâchers d'eau durant l'hiver, jumelés à une diminution des débits entrants (St. Jacques *et al.* 2010). Les baisses de débits permettant la connectivité des plaines d'inondation peuvent entraîner une diminution de la productivité du poisson dans les bassins réglementés (van de Wolfshaar *et al.* 2011).

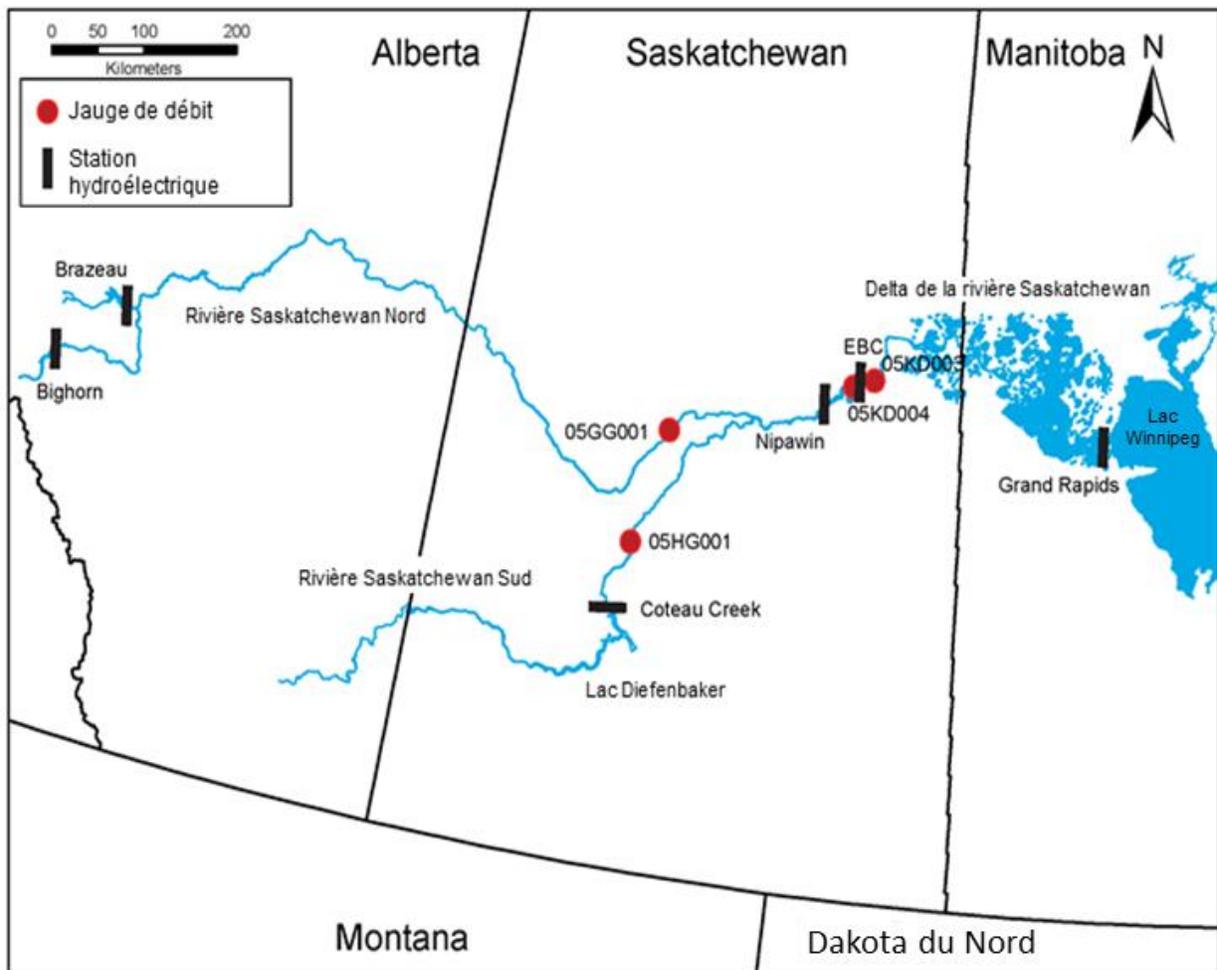


Figure 2. Carte de la rivière Saskatchewan Nord, de la rivière Saskatchewan Sud, de la rivière Saskatchewan et du delta de la rivière Saskatchewan. Les emplacements des jauges de débit et les stations hydroélectriques mentionnés dans le présent document sont indiqués.

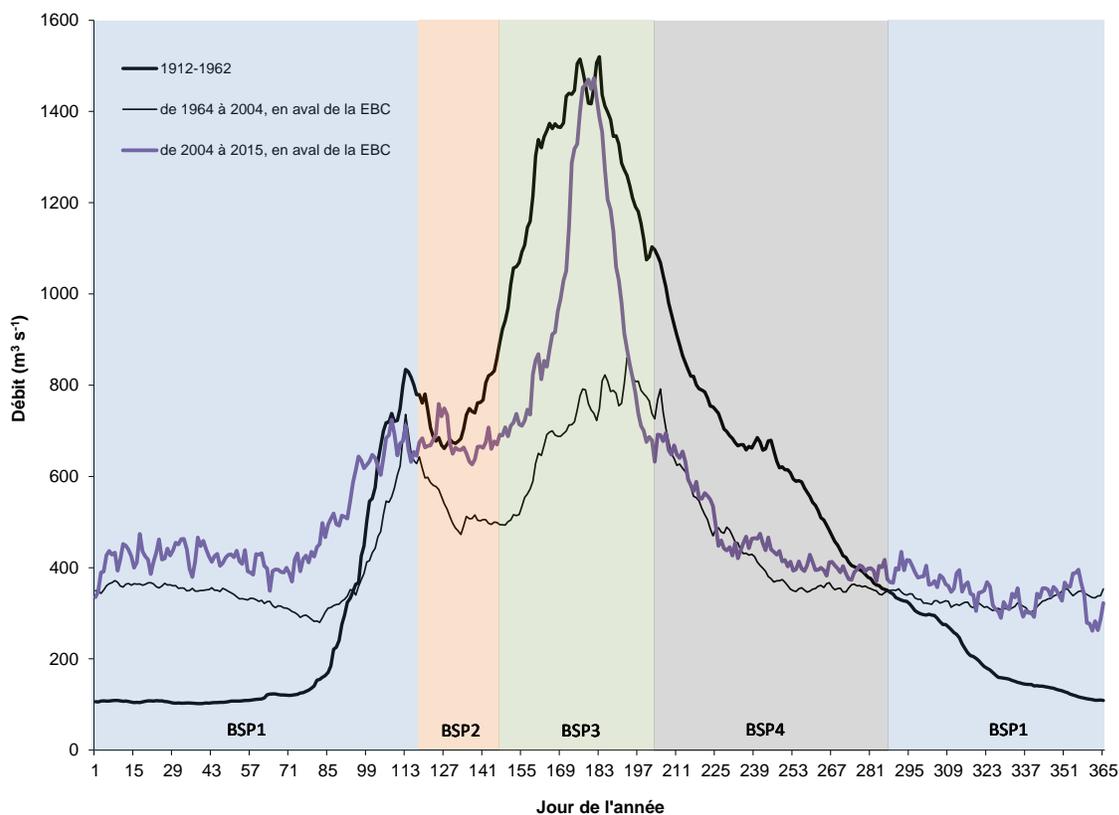


Figure 3. Comparaison du « débit naturel » de la rivière Saskatchewan (en considérant ensemble les données de la rivière Saskatchewan Sud et les données de la rivière Saskatchewan Nord) pour la période de 1912 à 1963 et des débits récents pour la période de 1964 à 2003 et la période de 2004 à 2015 en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell.

LÂCHÉ D'EAU LIÉ À LA DEMANDE DE POINTE

Étant donné le fait qu'EBC est une station de lâché d'eau lié à la demande de pointe, il est nécessaire de prendre en considération non seulement les changements saisonniers dans le débit, mais aussi les changements quotidiens et les changements horaires dans le débit. Les données relatives au débit horaire et au niveau de la surface de l'eau de la période allant de 1996 à 2017 à la station hydrométrique 05KD003 (figure 2) ont été obtenues (Environnement et Changement climatique Canada, Services hydrologiques nationaux, Relevés hydrologiques du Canada, Stephanie Pow, communication personnelle). Les registres antérieurs à 1996 ne sont pas numérisés et ils ne sont donc pas pris en compte dans le présent document. Ils sont toutefois disponibles. Dans le présent document, nous avons utilisé le registre quasi continu issu de la période de 2001 à 2017 pour tous les résumés ultérieurs du débit horaire. Les journées manquantes n'ont tout simplement pas été incluses dans les résumés (c.-à-d., 33 journées avant le 7 septembre 2004, et 47 journées après cette date).

Le débit à l'EBC varie durant le cycle quotidien; les faibles débits surviennent d'ordinaire entre la fin de la soirée et le début de la matinée (figure 4). Depuis que l'exigence de débit minimal a été instaurée le 7 septembre 2004, les débits médians et des 25^e et 75^e percentiles ont augmenté pour toutes les heures pour l'ensemble des périodes d'importance biologique (figure 4). La plupart des débits minimaux ont aussi augmenté pour presque toutes les heures et presque toutes les périodes d'importance biologique, à l'exception de certaines plages dans

la période d'importance biologique 2. Le débit minimal depuis le 7 septembre 2004 est de $<100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour seulement 1,1 % de tous les débits horaires, ce qui est supérieur au débit minimal prescrit de $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Les débits médians sont de $>150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour toutes les périodes d'importance biologique et pour la plupart des heures de la journée, à l'exception de la plage allant de 8 h à 12 h. L'augmentation des débits est en partie due aux débits annuels moyens supérieurs qui ont caractérisé la période de 2004 à 2017 (figure 3).

Le MPO (2013) a recommandé qu'une évaluation rigoureuse soit faite lorsque 1) les modifications au débit sont de $\pm 10 \%$ par rapport à l'ampleur du débit (instantané) réel et lorsque 2) les débits peuvent être réduits pour s'établir à $<30 \%$ du débit annuel moyen (c.-à-d., $\sim 160 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; figure 3). Ces règlements sur les débits n'ont pas été établis pour les installations de lâché d'eau lié à la demande de pointe. Les débits de lâché d'eau lié à la demande de pointe sont très complexes sur les plans écologique et économique, et les enjeux connexes ne sont généralement pas les mêmes d'une situation à l'autre (MPO 2013). Une évaluation rigoureuse devrait être faite afin de déterminer les effets potentiels des débits sur la structure et la fonction écosystémiques qui soutiennent les pêches.

Les changements du niveau de la surface de l'eau à la station hydrométrique 05KD003 sont les plus marqués durant les périodes d'importance biologique 1, 2 et 4, lorsque les débits saisonniers sont généralement plus faibles (figure 5). Par conséquent, le risque d'échouement du poisson est susceptible d'être plus élevé durant ces périodes d'importance biologique.

En plus de la variation quotidienne, le débit varie également sur une base hebdomadaire. Les débits quotidiens maximaux et minimaux les plus faibles sont libérés la fin de semaine lorsque la demande en énergie est plus faible (figure 6). Puisque certains aspects du cycle biologique d'un poisson sont sédentaires (c.-à-d., les œufs, les larves) et que la durée du développement est de plus de sept jours, ce cycle hebdomadaire sous-jacent doit aussi être pris en compte au moment de déterminer les effets du lâché d'eau lié à la demande de pointe.

Lorsque l'on examine les données relatives au débit horaire pour la période allant de l'année 2001 au 6 septembre 2004 et la période allant du 7 septembre 2004 à l'année 2017, on constate que les débits quotidiens minimaux moyens ont augmenté chaque journée de l'année et qu'ils sont passés de $65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à $315 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Le débit de pointe maximal est proportionnellement plus élevé pour presque chaque journée durant les périodes d'importance biologique 2, 3 et 4, et pour la plupart des journées durant la période d'importance biologique 1, et on a relevé une moyenne de $625 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour la période allant de l'année 2001 au 6 septembre 2004 et une moyenne de $771 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour la période allant du 7 septembre 2004 à l'année 2017 (figure 7). Lorsque des recommandations sur le débit minimal ont été formulées en 2004, il avait été prévu que l'instauration d'une exigence de débit minimal aurait pour effet de réduire la quantité d'eau disponible, ce qui allait produire moins d'écart importants dans les taux de pointe quotidiens. Comme prévu, la plage de débits pour les taux de pointe moyens a généralement diminué après la mise en œuvre des règlements sur le débit minimal pour toutes les périodes d'importance biologique, et l'amélioration la plus marquée est survenue durant les périodes d'importance biologique 2 et 3 (figure 8). Ces hausses ne sont pas étrangères aux débits annuels élevés qui ont été observés depuis le 7 septembre 2004. Les crues ont augmenté les débits quotidiens minimaux et maximaux de la fin de la période d'importance biologique 1, des périodes d'importance biologique 2 et 3 en entier, et du début de la période d'importance biologique 4.

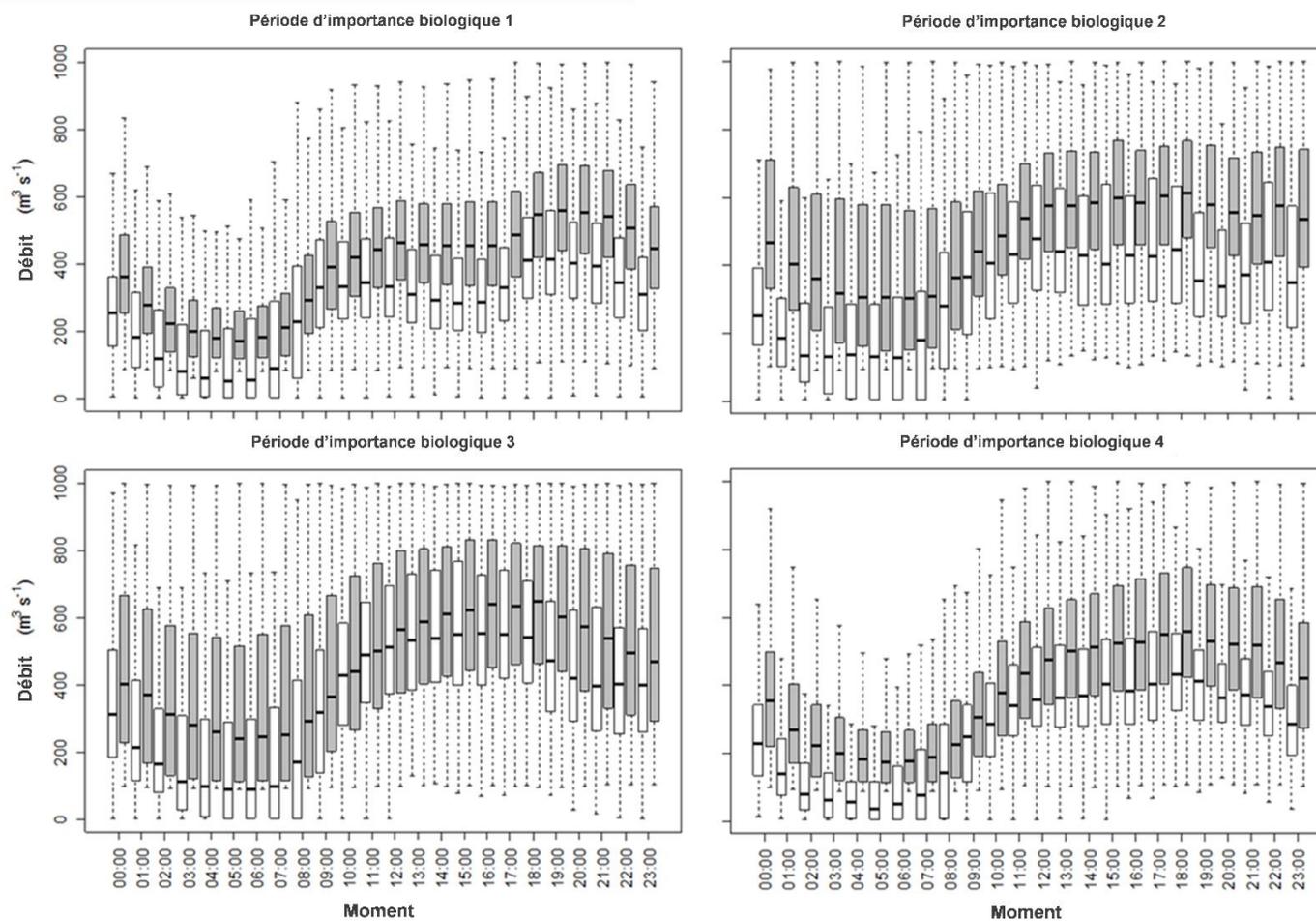


Figure 4. Débit horaire pour chaque période d'importance biologique, avant (barres ouvertes) et après (barres grises) l'instauration des exigences de débit minimal le 7 septembre 2004 à la station hydroélectrique E.B. Campbell, station hydrométrique 05KD003. L'encadré présente les observations du 25^e percentile au 75^e percentile (intervalle interquartile). La ligne du centre indique la médiane. Les barres définissent les valeurs adjacentes supérieure et inférieure, à savoir le 75^e percentile + l'intervalle interquartile de 1,5 et le 25^e percentile – l'intervalle interquartile de 1,5. Les valeurs aberrantes ont été exclues de ce diagramme.

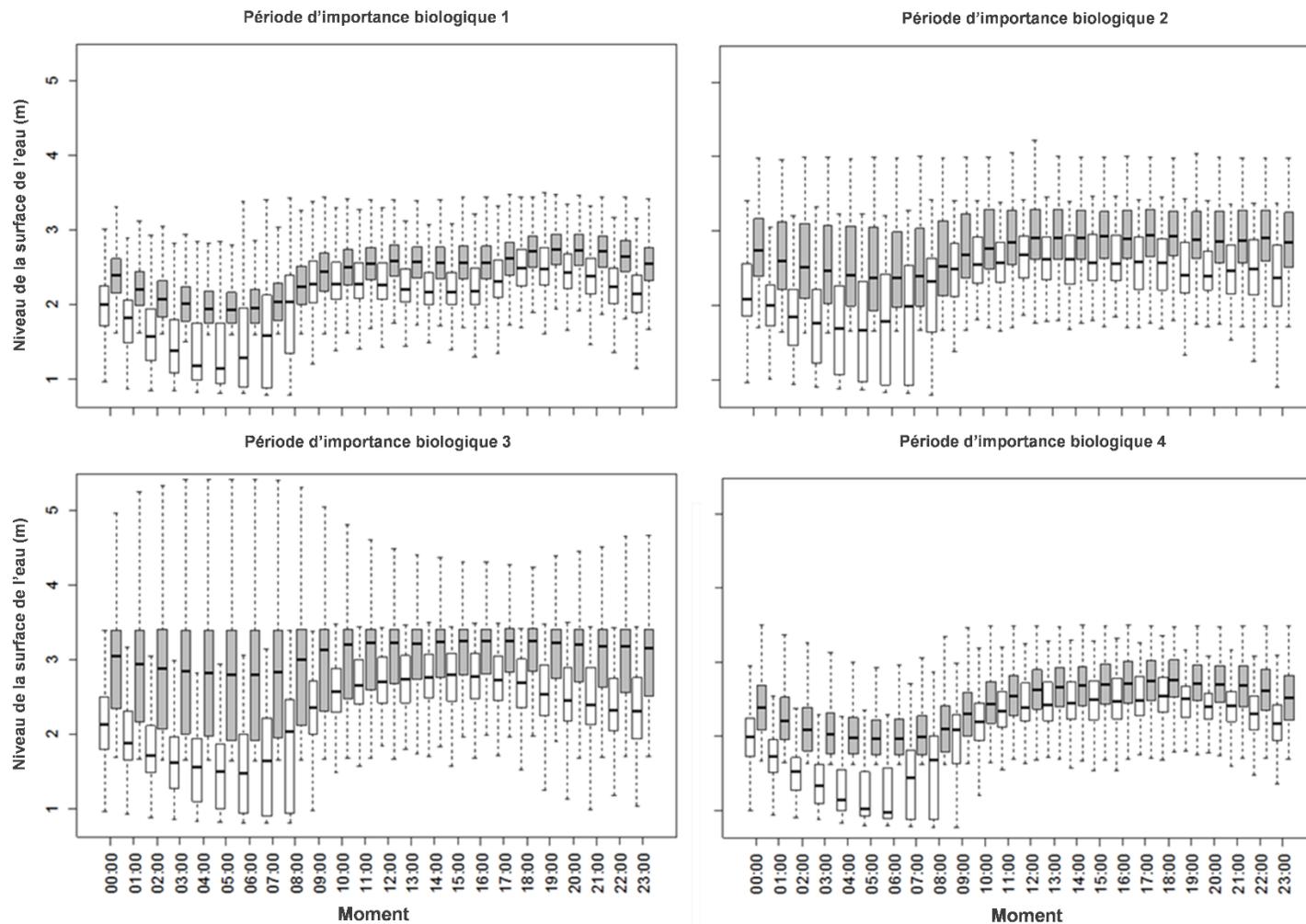


Figure 5. Changements horaires dans le niveau de la surface de l'eau pour chaque période d'importance biologique, avant (barres ouvertes) et après (barres grises) l'instauration des exigences de débit minimal le 7 septembre 2004 à la station hydroélectrique E.B. Campbell, station hydrométrique 05KD003. L'encadré présente les observations du 25^e percentile au 75^e percentile (intervalle interquartile). La ligne du centre indique la médiane. Les barres définissent les valeurs adjacentes supérieure et inférieure, à savoir le 75^e percentile + l'intervalle interquartile de 1,5 et le 25^e percentile - l'intervalle interquartile de 1,5. Les valeurs aberrantes ont été exclues de ce diagramme.

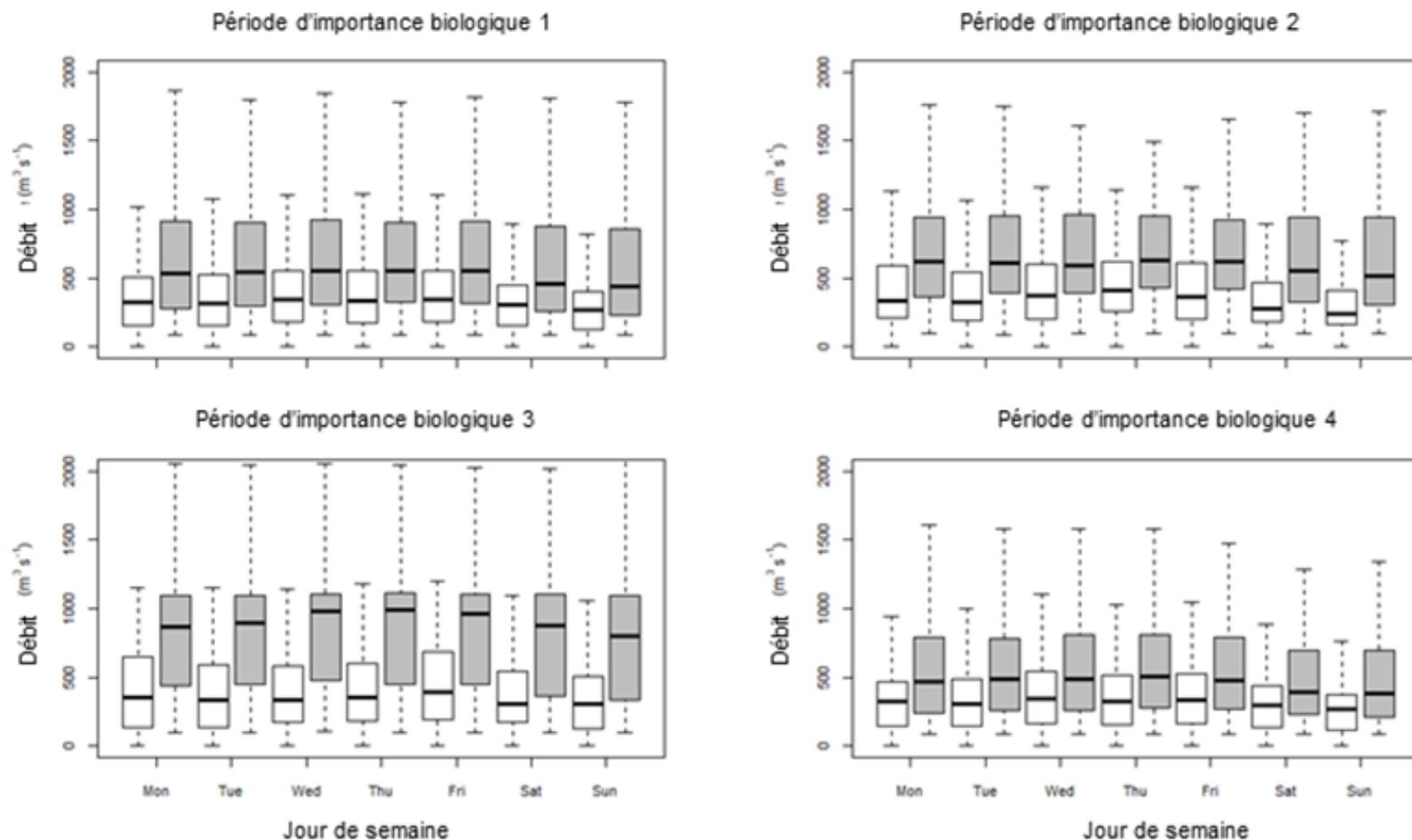


Figure 6. Diagrammes à barres du débit horaire par jour de semaine, pour chaque période d'importance biologique, avant (barres ouvertes) et après (barres grises) l'instauration des exigences de débit minimal le 7 septembre 2004, station hydrométrique 05KD003. L'encadré présente les observations du 25^e percentile au 75^e percentile (intervalle interquartile). La ligne du centre indique la médiane. Les barres définissent les valeurs adjacentes supérieure et inférieure, à savoir le 75^e percentile + l'intervalle interquartile de 1,5 et le 25^e percentile - l'intervalle interquartile de 1,5. Les valeurs aberrantes ont été exclues de ce diagramme.

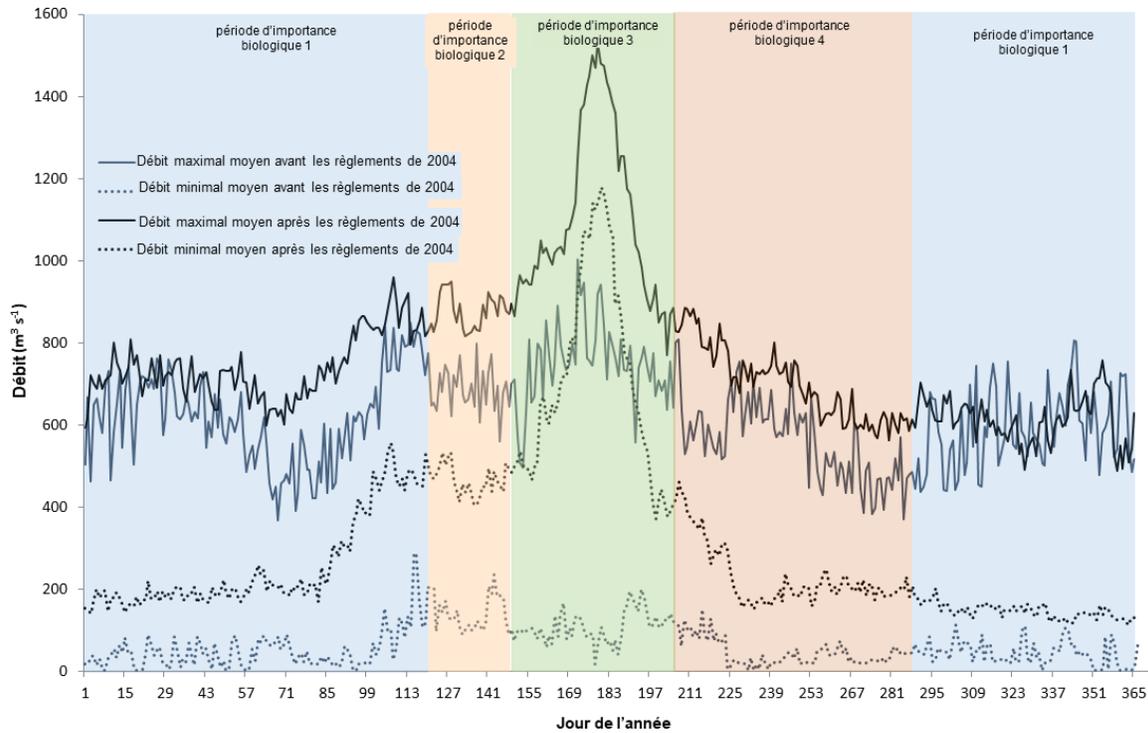


Figure 7. Débit quotidien maximal et minimal moyen avant et après l'instauration des exigences de débit minimal le 7 septembre 2004, station hydrométrique 05KD003.

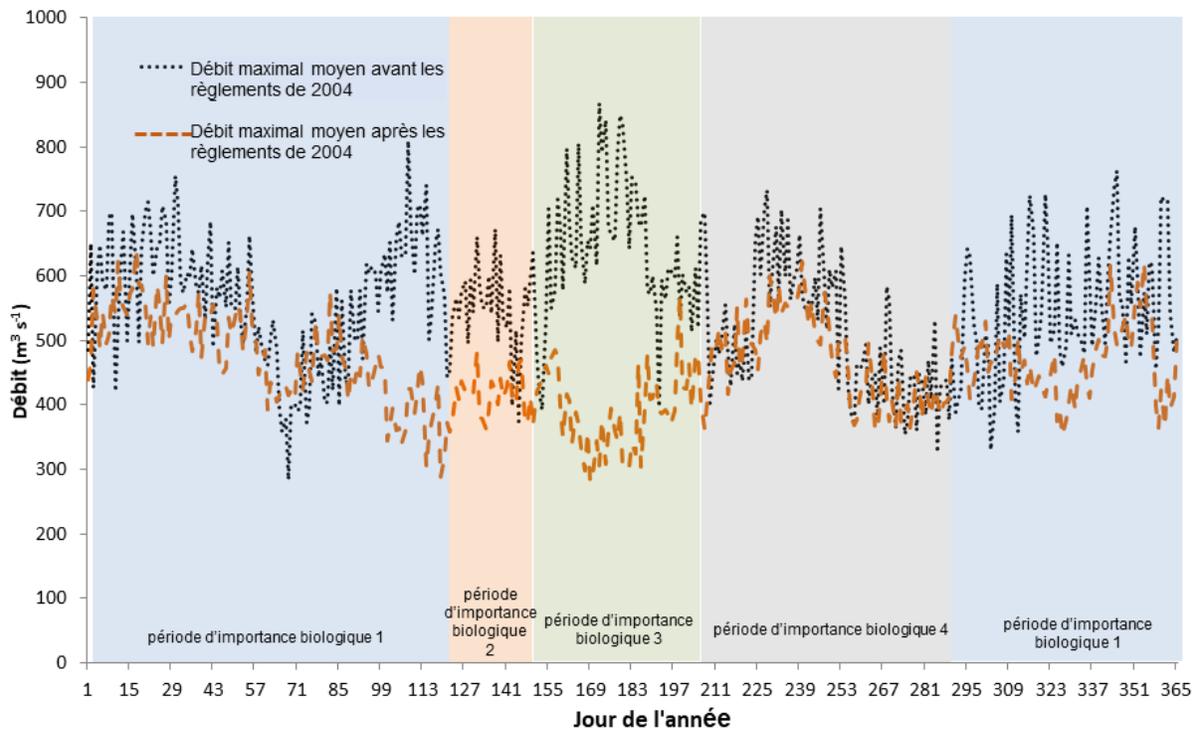


Figure 8. Écart quotidien moyen entre le débit minimal et le débit maximal avant et après l'instauration des exigences de débit minimal le 7 septembre 2004, station hydrométrique 05KD003.

TAUX DE VARIATION DU DÉBIT

La méthode de l'excédent ou de la durée du débit est considérée comme une méthode ou une technique de fréquence du débit. Elle est utilisée pour évaluer la probabilité ou le risque de certains débits pour des durées données ou une période de récurrence donnée. Le taux de variation du débit est le taux d'augmentation ou de diminution du débit. Dans la présente section, nous résumons le taux de changement dans le débit. Depuis le 7 septembre 2004, le changement horaire dans le débit a diminué dans presque toutes les fréquences de débit, en augmentation et en déclin, à l'exception des extrêmes (excédent de 0 % et excédent de 100 %; figure 9). Ces baisses dans les taux de variation du débit sont probablement liées à une exigence de débit minimal accru qui a pour effet de réduire l'écart entre le débit quotidien minimal et maximal, ainsi qu'à un débit annuel moyen élevé depuis le 7 septembre 2004. Les crues qui se sont produites ont donné lieu à des taux de variation du débit extrêmes aux points de débit de $>1\ 000\ \text{m}^3\ \text{s}^{-1}$, mais ces crues sont rares.

Les changements horaires dans le niveau de la surface de l'eau ont proportionnellement diminué à la suite de l'instauration des exigences de débit minimal (figure 10).

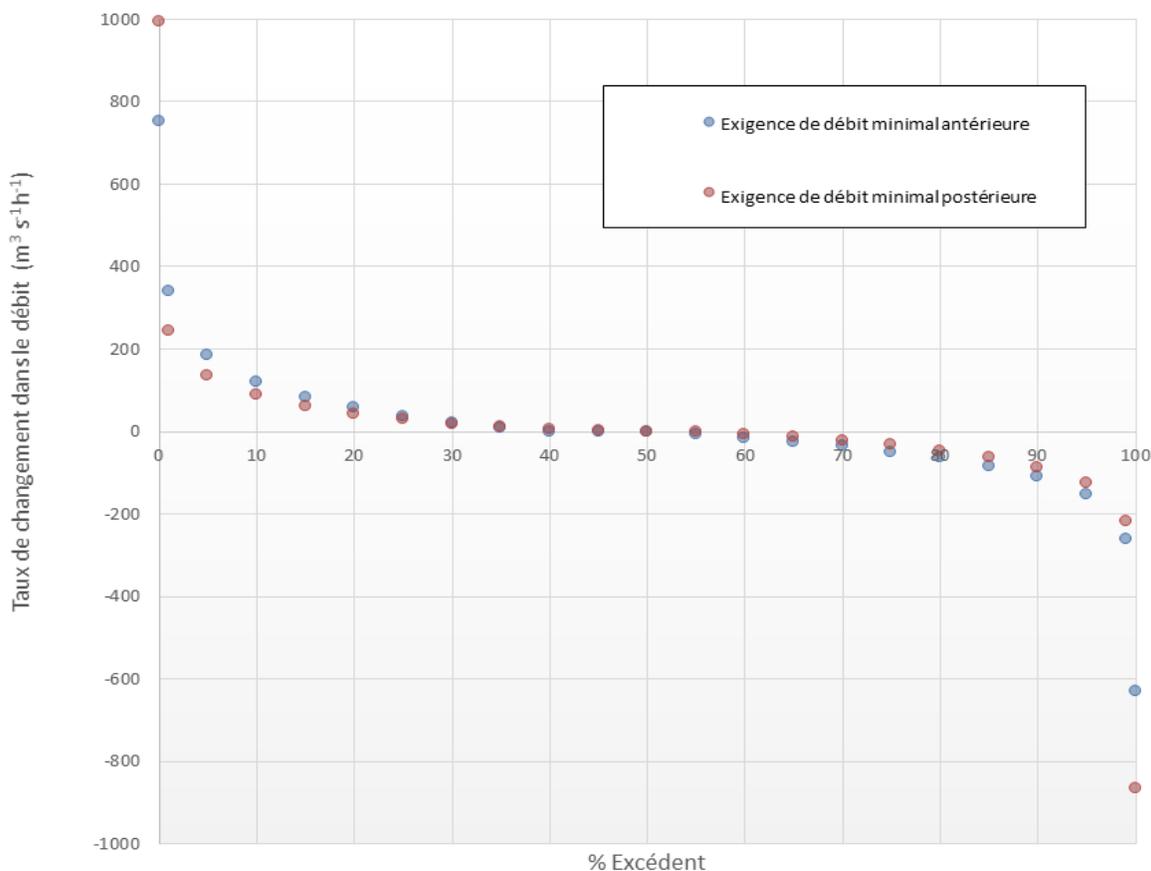


Figure 9. Diagramme des excédents en pourcentages pour les changements horaires dans le débit, augmentations et diminutions, avant et après l'instauration des exigences de débit minimal le 7 septembre 2004, station hydrométrique 05KD003.

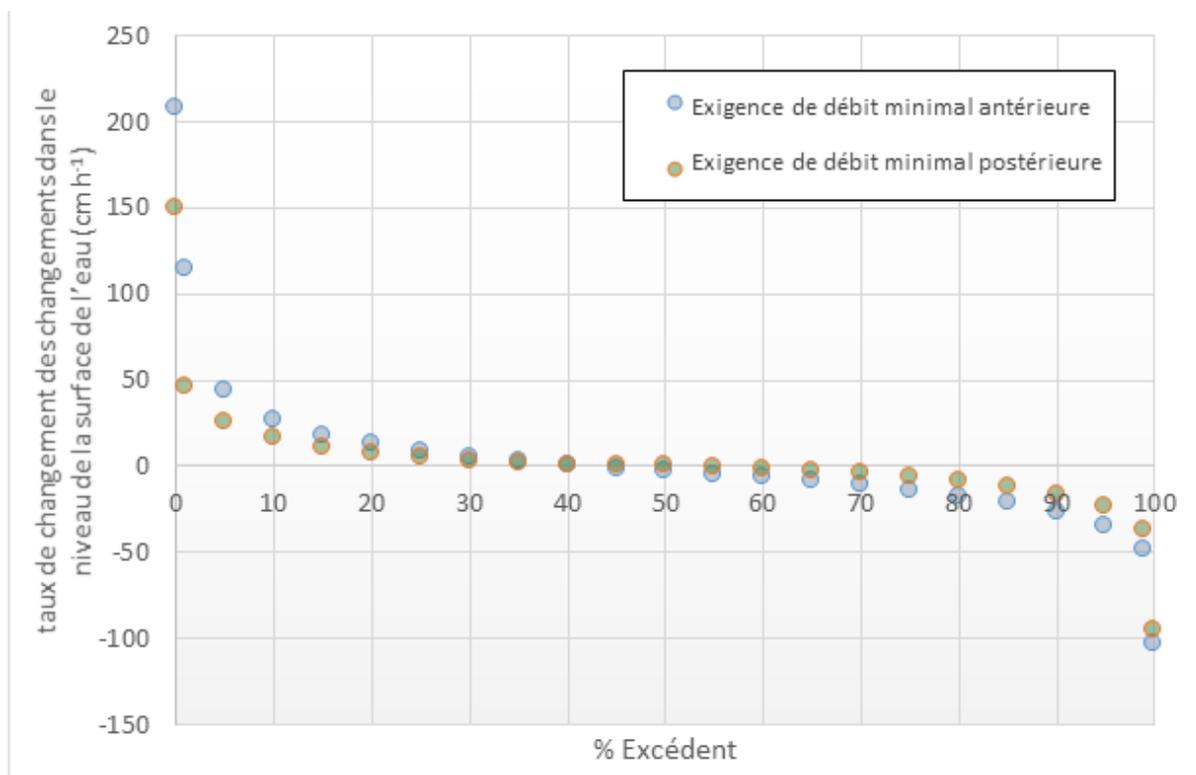


Figure 10. Diagramme des excédents en pourcentages pour les changements horaires dans le niveau de la surface de l'eau, augmentations et diminutions, avant et après l'instauration des exigences de débit minimal le 7 septembre 2004, station hydrométrique 05KD003.

ANALYSE DU DÉBIT

Pour résumer les courbes d'excédent ou de durée du débit de chaque période d'importance biologique pour la période de 1912 à 1963 qui a précédé la construction du barrage, on a mis ensemble les données quotidiennes de la station hydrométrique 05GG001 sur la rivière Saskatchewan Nord (figure 2) et celles de la station hydrométrique 05HG001 sur la rivière Saskatchewan Sud (figure 2). Le même exercice a été fait pour la période allant de l'année 1964 au 6 septembre 2004. Les données horaires relatives à l'excédent ont été résumées pour la période allant de l'année 2001 au 6 septembre 2004 et pour la période allant du 7 septembre 2004 à l'année 2017. Les valeurs d'excédent de 50 à 100 % des débits quotidiens ont été positionnées pour résumer les changements dans les fréquences de débit pour chaque période d'importance biologique (figure 11). Les valeurs d'excédent de 0 à 49 % n'ont pas été positionnées étant donné qu'elles font gonfler l'axe des ordonnées. Les liens sont donc difficiles à établir pour les débits plus faibles où, d'après les hypothèses formulées, des effets plus importants sur l'habitat sont susceptibles de se produire. Dans la période d'importance biologique 1, les débits depuis 1963 sont généralement deux fois plus élevés que les débits d'avant 1963, lorsqu'aucun grand barrage ne régulaient les débits du réseau hydrographique de la rivière Saskatchewan. Depuis que les débits sont régulés, la période d'importance biologique 1 est la seule période durant laquelle les débits antérieurs à la régulation ont été plus faibles que les débits postérieurs. Ce changement important dans l'hydrologie saisonnière est lié au stockage de l'eau en amont des barrages dans le bassin hydrographique pour la production d'énergie en hiver. En conséquence, les périodes d'importance biologique 2, 3 et 4 présentent toutes une fréquence plus élevée de faibles débits comparativement à ce qui s'est produit avant 1964. Depuis le 7 septembre 2004, la période

d'importance biologique 2 présente des fréquences de débit semblables à celles de la période de 1912 à 1963, tandis que les périodes d'importance biologique 3 et 4 continuent de présenter des débits qui sont de moins de la moitié des débits d'avant 1964. Des améliorations dans toutes les périodes d'importance biologique sont signalées depuis le 7 septembre 2004, puisque près de 10 % de tous les débits horaires avoisinaient $0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de l'année 2001 au 7 septembre 2004 durant ces périodes d'importance biologique. La fréquence plus élevée des débits de $>100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ est probablement un effet de la période plus humide qui subsiste depuis le 7 septembre 2004.

L'autorisation en vertu de la *Loi sur les pêches* délivrée en 2005 exigeait notamment de maintenir le niveau de la surface de l'eau du lac Tobin entre 312 et 313,64 MASL (station hydrométrique 05KD004; figure 2). Depuis le 7 septembre 2004, la variation du niveau de la surface de l'eau a été moins grande. La surface de l'eau a été maintenue dans la plage de niveaux indiquée, à l'exception de cinq journées (du 10 au 14 avril 2007) durant lesquelles le niveau de l'eau est descendu aussi bas que 311,75 MASL (figure 12).

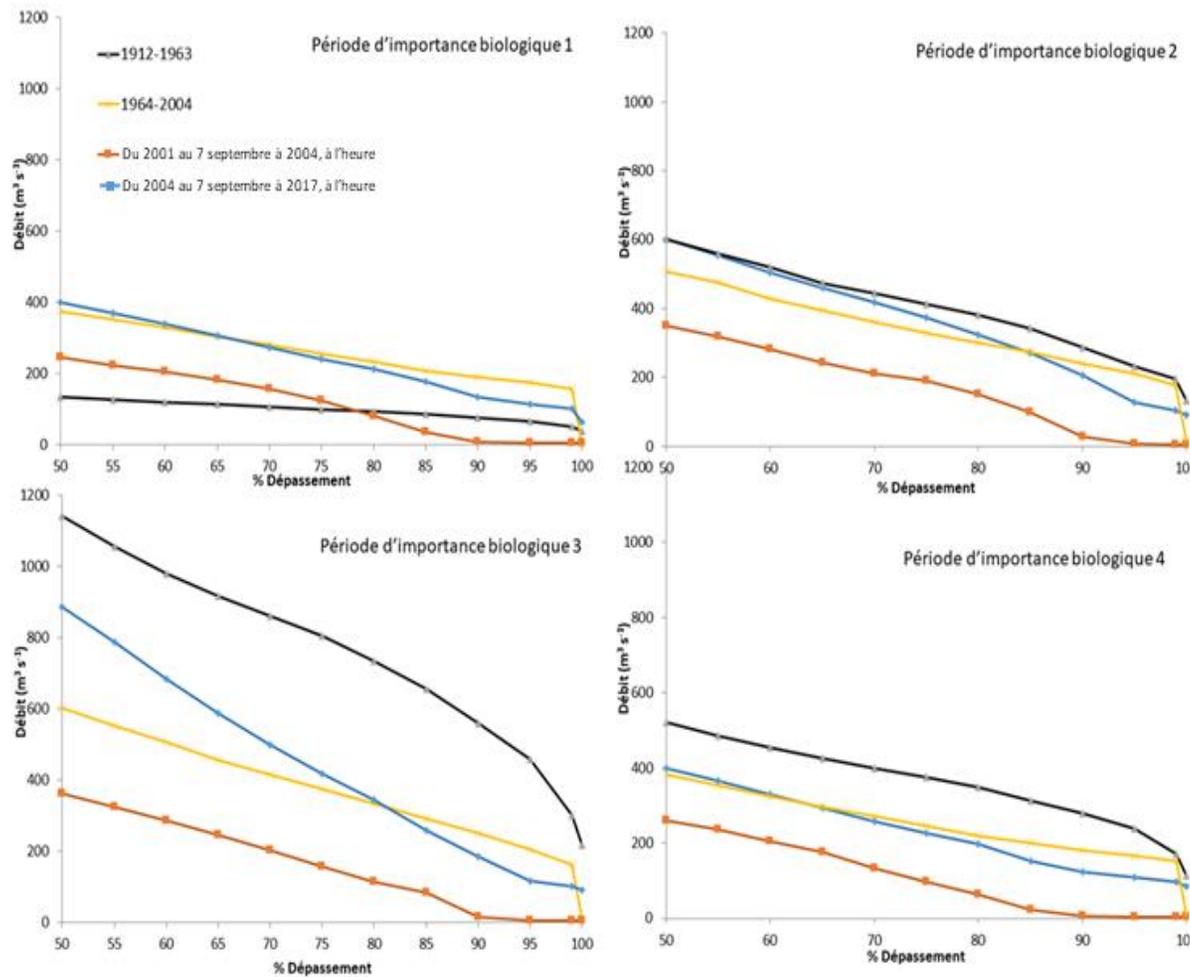


Figure 11. Excédent (de 50 à 100 %), débit quotidien moyen de 1912 à 1963 (en considérant ensemble les données de la rivière Saskatchewan Sud et les données de la rivière Saskatchewan Nord) et de 1964 à 2003 en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Débit horaire pour la période allant de l'année 2001 au 6 septembre 2004 et pour la période allant du 7 septembre 2004 à l'année 2017 en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell pour les quatre périodes d'importance biologique

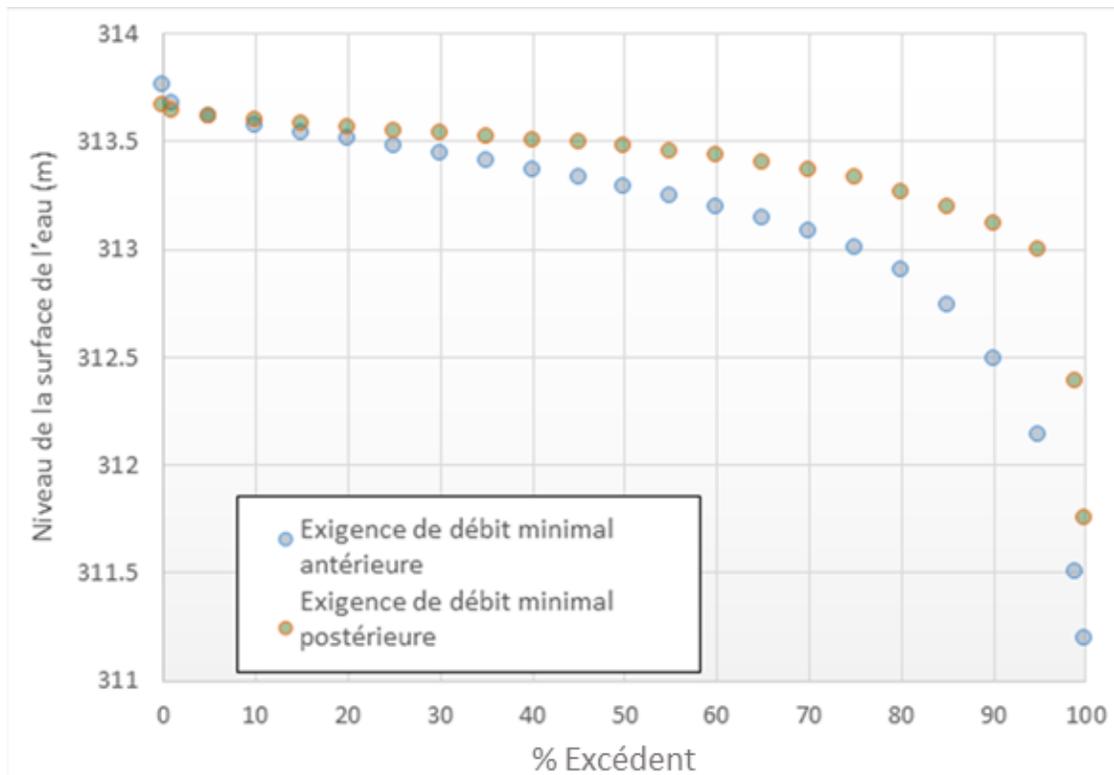


Figure 12. Excédent en pourcentage des niveaux de la surface de l'eau quotidiens à la station hydrométrique 05KD004 sur le lac Tobin, avant (de l'année 1964 au 6 septembre 2004) et après l'instauration des exigences de débit minimal (du 7 septembre 2004 à l'année 2016).

DISPONIBILITÉ DE L'HABITAT

Une étude sur le terrain a été menée au cours des années 2005 à 2007 dans le cadre de l'entente de partenariat dans le domaine de la recherche. Cette étude avait pour but de comprendre comment les changements saisonniers, quotidiens et horaires dans les courbes de débit influent sur la disponibilité de l'habitat pour le poisson dans la rivière Saskatchewan en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Trois sites d'étude (d'une longueur de ~5 km, figure 1) ont été sélectionnés dans le tronçon de ~36 km entre la station hydroélectrique E.B. Campbell et le confluent de la rivière Torch. Ces trois sites ont été choisis parce qu'ils avaient chacun des substrats distincts. De plus, un site de référence a été choisi en amont de la station hydroélectrique E.B. Campbell.

Le site 1 était d'une longueur de 5,5 km, comportait un seul chenal et était situé à une distance de 0,2 km à 5,7 km en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Le site présentait une pente de 0,001, n'avait pas de thalweg défini, et ses substrats étaient surtout composés de galets, de gravier et de grosses pierres.

Le site 2 était d'une longueur de 5,2 km, et il était situé à une distance de 11,6 km à 16,8 km en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Le site présentait un mélange des mêmes substrats qu'au site 1, mais le sable était le substrat prédominant. Le site avait une pente de 0,00013 et un thalweg défini dans sa plus grande partie. On y trouvait deux îles végétalisées qui étaient isolées progressivement de la ligne de côte à des débits de $>500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, et une troisième île qui était isolée à des débits de $300 \text{ à } 500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. À des débits de $<150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, le site présentait de nombreuses barres sableuses non végétalisées.

Le site 3 était d'une longueur de 4,8 km, et il était situé à une distance de 18,5 km à 23,3 km en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Dans l'ensemble du site, les substrats consistaient en du sable, ainsi qu'en un peu de dépôts d'argile et de galets près des berges. Le site avait une pente de 0,0003 et un chenal au thalweg défini dans sa plus grande partie. On y trouvait deux îles végétalisées : l'une était isolée à des débits de $\sim 150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, et l'autre à des débits de $\sim 900 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. À des débits de $< 250 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, le site présentait de nombreuses barres sableuses non végétalisées.

Un site de référence a été sélectionné en amont de l'influence des stations hydroélectriques Nipawin et E.B. Campbell. Le site de référence était d'une longueur de 5,8 km et il était situé à une distance de 56,4 km à 62,2 km en amont de la station hydroélectrique Nipawin (figure 1). Le site a été choisi pour représenter la rivière Saskatchewan à la fois sur le plan de l'habitat physique et sur le plan de la communauté de poissons, étant donné que le site ne comporte pas d'obstacles au transport des sédiments ou au déplacement du poisson sur des centaines de kilomètres en amont. Le site présentait une pente de 0,0013, il avait un thalweg défini dans sa plus grande partie, et ses substrats étaient surtout composés de galets avec du gravier, de grosses pierres, du sable et du limon.

CARTOGRAPHIE DE L'HABITAT

À chacun de ces quatre sites, la profondeur de l'eau et le type de substrat ont été relevés au moyen d'un échosondeur installé sur un bateau. Les données du lidar ont été recueillies aux sites se trouvant en aval pour permettre le relevé de données du niveau du lit au-delà de la portée du sonar et pour modéliser les débits supérieurs.

La vitesse de l'eau a été mesurée à plusieurs sections transversales dans chaque site au moyen d'un profileur de courant à effet Doppler (ADCP). Ont été prises 194 mesures supplémentaires de la vitesse de l'eau à l'aide d'un moulinet hydrométrique à main, dans des conditions de faibles débits.

MODÉLISATION DE L'HABITAT

River2D (www.river2d.ca; Ghanem *et al.* 1995), un modèle numérique bidimensionnel pour petits fonds, a été utilisé pour modéliser l'habitat physique (profondeur, vitesse de l'eau et substrat) à des débits différents aux trois sites en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell et du site de référence. Une description du modèle, accompagnée de la solution des équations 2D moyennes par rapport à la profondeur, d'hypothèses sous-jacentes et d'une formulation par éléments finis, est présentée dans Ghanem *et al.* (1996).

River2D a été utilisé pour produire des courbes de zone utilisable mouillée pour chacun des sites d'étude en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell, en supposant qu'une profondeur minimale de 20 cm était nécessaire pour que la zone soit considérée comme un habitat du poisson (figure 13). Pour les trois sites d'étude, les changements dans la zone utilisable mouillée avec débit croissant étaient plus marqués aux points de débit plus faibles (c.-à-d., de 0 à $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour les sites 1 et 2; de 0 à $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour le site 3) par rapport à un débit de $700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (figure 13, tableau 2).

On prévoit que des changements dans l'habitat hydraulique se produiront en réaction au lâché d'eau lié à la demande de pointe, puisque la profondeur et la vitesse de l'eau changeront avec le débit. La profondeur et la vitesse moyennes à l'intérieur d'un site ont été calculées pour chacun des débits de modèle (figures 14 et 15). Le changement de la profondeur et de la vitesse de l'eau aux divers débits généralement libérés au cours d'une journée a généré un écart de $\sim 500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, du minimum au maximum (figure 8, [ECCC 2018](#)).

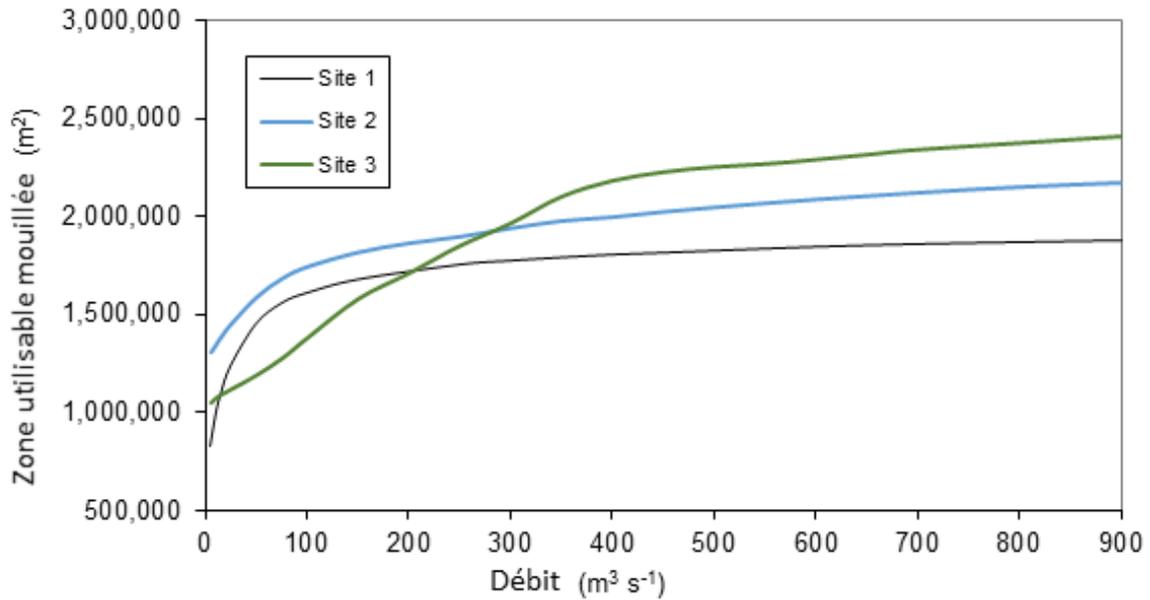


Figure 13. Zone utilisable mouillée à une profondeur minimale de 20 cm aux sites 1,2 et 3 pour des débits différents.

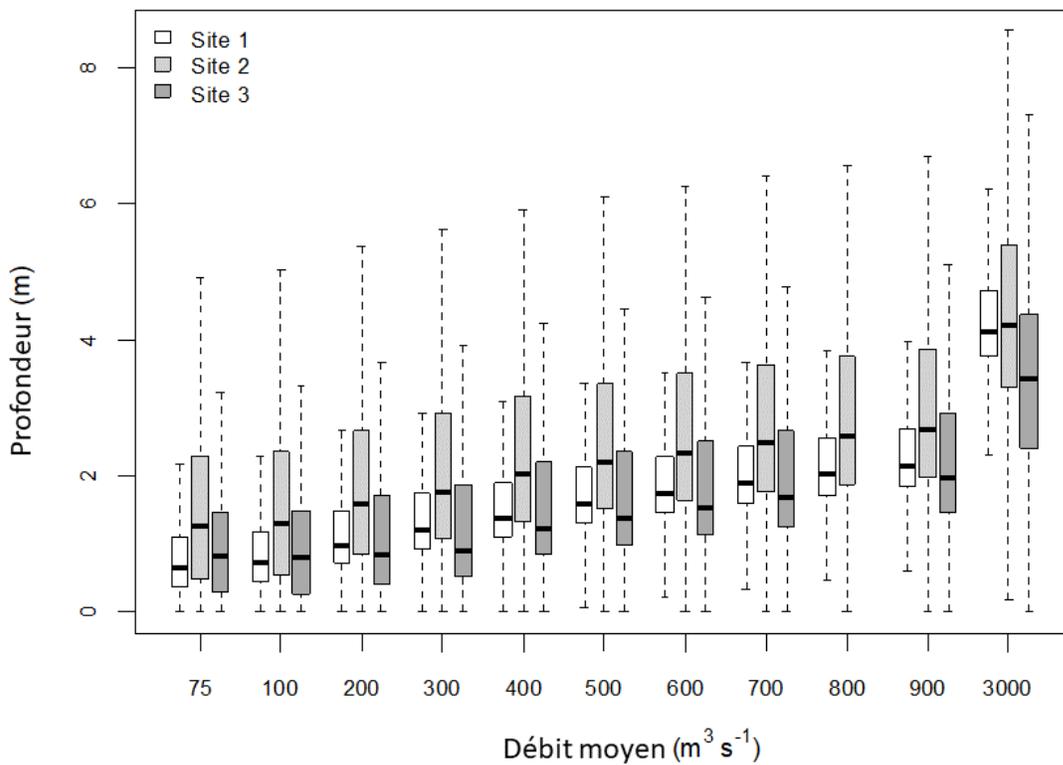


Figure 14. Prévisions du River 2D quant à la profondeur de l'eau pour des débits différents aux trois sites d'étude en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. L'encadré présente les observations du 25^e percentile au 75^e percentile (intervalle interquartile). La ligne du centre indique la médiane. Les barres définissent les valeurs adjacentes supérieure et inférieure, à savoir le 75^e percentile + l'intervalle interquartile de 1,5 et le 25^e percentile - l'intervalle interquartile de 1,5. Les valeurs aberrantes ont été exclues de ce diagramme.

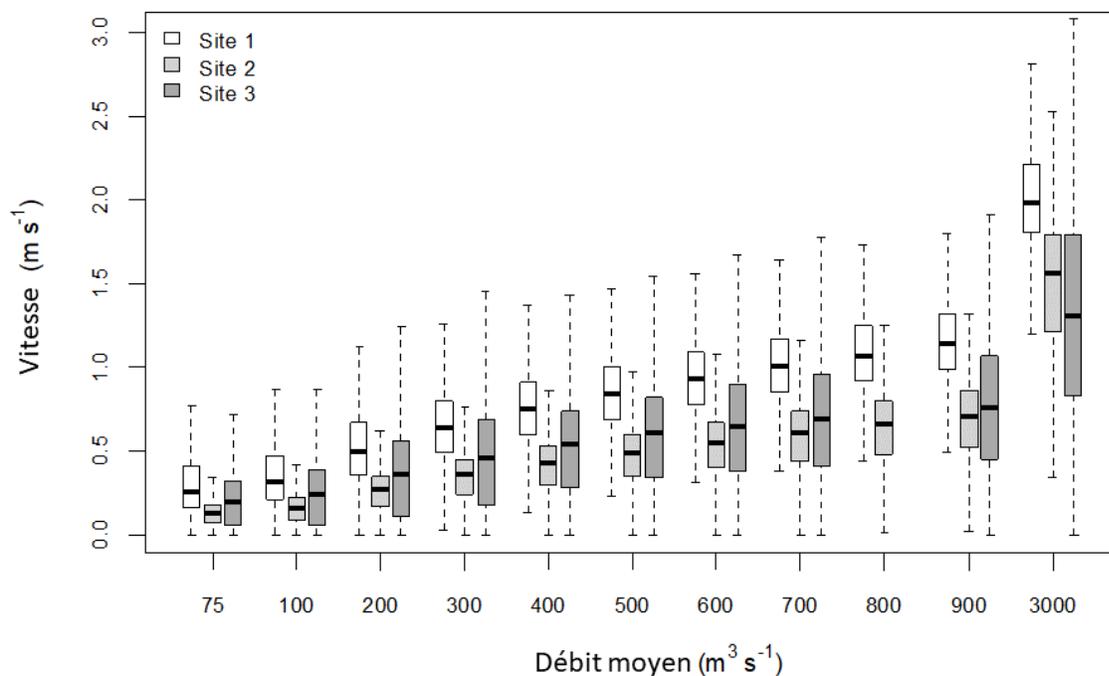


Figure 15. Prévisions du River 2D quant à la vitesse de l'eau pour des débits différents aux trois sites d'étude en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. L'encadré présente les observations du 25^e percentile au 75^e percentile (intervalle interquartile). La ligne du centre indique la médiane. Les barres définissent les valeurs adjacentes supérieure et inférieure, à savoir le 75^e percentile + l'intervalle interquartile de 1,5 et le 25^e percentile - l'intervalle interquartile de 1,5. Les valeurs aberrantes ont été exclues de ce diagramme.

Tableau 2. Zone utilisable mouillée à des débits différents aux trois sites en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell par rapport à un débit de 700 m³ s⁻¹.

Débit m ³ s ⁻¹	Site 1		Site 2		Site 3	
	Superficie totale (m ²)	% mouillé	Superficie totale (m ²)	% mouillé	Superficie totale (m ²)	% mouillé
5	827 219	44,6	1 306 843	61,6	1 046 394	44,7
100	1 607 995	86,6	1 743 145	82,2	1 379 735	58,9
150	1 675 882	90,3	1 816 633	85,7	1 580 086	67,4
200	1 713 826	92,3	1 863 315	87,9	1 710 991	73,0
250	1 751 770	94,4	1 896 604	89,5	1 851 496	79,0
300	1 771 860	95,5	1 939 734	91,5	1 966 555	83,9
350	1 788 471	96,3	1 976 696	93,2	2 103 476	89,8
400	1 802 364	97,1	1 995 736	94,1	2 184 799	93,2
450	1 812 143	97,6	2 022 829	95,4	2 228 436	95,1
500	1 822 513	98,2	2 045 518	96,5	2 254 236	96,2
550	1 832 674	98,7	2 066 736	97,5	2 269 667	96,9
600	1 842 057	99,2	2 086 261	98,4	2 292 626	97,8
650	1 849 972	99,7	2 103 302	99,2	2 317 654	98,9
700	1 856 297	100,0	2 119 999	100,0	2 343 154	100,0

SÉDIMENTS ET TURBIDITÉ

La station hydroélectrique E.B. Campbell retient la plupart des sédiments fluviaux qui sont transportés vers le lac Tobin et elle perturbe les schémas de débit sortant normaux (Smith *et al.* 2016). Le chenal de la rivière jusqu'au kilomètre fluvial 81 en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell a acquis une composition grossière et s'est élargi depuis sa fermeture en 1962. Le tronçon immédiatement en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell (kilomètres fluviaux 0 à 12) est maintenant blindé et a peu changé au cours des dernières années (Smith *et al.* 2016). Les crues récentes qui se sont produites depuis 2003 ont entraîné l'élargissement du chenal dans le segment de la rivière allant des kilomètres fluviaux 35 à 81, et le manque de charge de fond a empêché la reconstitution de parties perturbées du lit de gravier après les inondations. L'appauvrissement en sédiments accélère le rythme auquel un seul chenal dominant évolue. Ce processus changera probablement les schémas d'inondation par les crues dans l'avenir (Smith *et al.* 2016).

On s'attend à des réductions de la charge de fond et de la turbidité en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell étant donné les deux réservoirs en amont, le réservoir Codette et le lac Tobin. Lors de l'étude sur le terrain, la turbidité a été mesurée chaque jour où il y a eu de la pêche à l'électricité aux trois sites en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell et du site de référence. Le 20 juillet 2006, une étude longitudinale de la turbidité a été effectuée entre 16 h 42 et 19 h 17, depuis la station hydroélectrique E.B. Campbell jusqu'à

51,6 kilomètres fluviaux en aval. Durant cette période, les débits ont varié entre $\sim 550 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et $\sim 650 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Au total, 15 mesures de la profondeur d'après le disque de Secchi ont été prises. La profondeur la plus importante d'après le disque de Secchi (291 cm) a été mesurée immédiatement en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell, tandis que la profondeur la moins importante d'après le disque de Secchi (140 cm) a été mesurée au kilomètre fluvial 47,4 (figure 16). Le confluent de la rivière Torch a aussi eu pour effet d'accroître la profondeur d'après le disque de Secchi près du kilomètre fluvial 36 (figure 16).

La profondeur la moins importante d'après le disque de Secchi (45 cm) a été mesurée au site de référence en août 2005, tandis que la profondeur la plus importante d'après le disque de Secchi (320 cm) a été mesurée au site 2 en juillet 2006 (tableau 3). Les profondeurs d'après le disque de Secchi étaient toutes supérieures à 100 cm aux sites en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell.

Les changements observés dans la turbidité et la charge de fond sont difficilement atténués. Toutefois, il y a des exemples documentés de gestion durable des sédiments dans des réservoirs et dans des rivières réglementées (Kondolf *et al.* 2014).

Tableau 3. Mesures de la profondeur d'après le disque de Secchi enregistrées lors de relevés de la pêche à l'électricité en 2005 et en 2006 au site de référence et en aval des sites d'étude.

Site	Date	Profondeur d'après le disque de Secchi (cm)
Référence	4 Août 2005	45
Référence	5 août, 2005	46
Référence	6 août, 2005	48
Référence	7 août, 2005	48
Site 1	8 août, 2005	172
Site 1	9 août, 2005	182
Site 1	10 août, 2005	185
Site 3	11 août, 2005	148
Site 3	23 août, 2005	186
Site 1	16 mai 2006	125
Site 1	17 mai, 2006	126
Site 1	18 mai, 2006	126
Site 2	18 mai, 2006	250
Site 2	19 juillet, 2006	300
Site 2	20 juillet, 2006	320

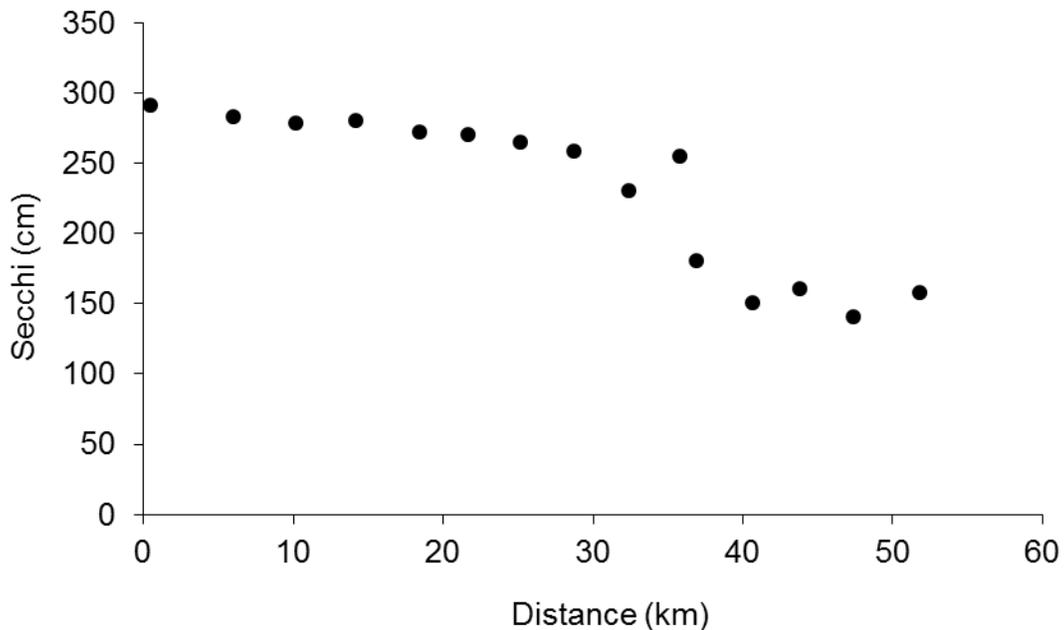


Figure 16. Profondeur d'après le disque de Secchi dans la rivière Saskatchewan, depuis la station hydroélectrique E.B. Campbell jusqu'à 51,6 kilomètres fluviaux en aval. Il convient de noter la profondeur importante d'après le disque de Secchi attribuable à l'influence du confluent de la rivière Torch au kilomètre fluvial 36 approximativement.

TEMPÉRATURE DE L'EAU

La température de l'eau a une influence importante sur la physiologie, le métabolisme, la vulnérabilité aux maladies et les caractéristiques du cycle biologique des organismes aquatiques (Sinokrot et Gulliver 2000, Forseth et Jonsson 2017), et elle influence de nombreuses propriétés physicochimiques de l'eau (Wetzel 2001). La température peut être un facteur déterminant de l'importance des classes d'âge chez les cyprinidés fluviaux (Mills et Mann 1985). De pair avec le débit, la température est un signal important pour déclencher la migration et le frai d'un certain nombre d'espèces de poissons (Heggberget 1988, Hembrel *et al.* 2001).

Le débit très variable occasionné par le lâché d'eau lié à la demande de pointe peut donner lieu à de grandes variations de la température quotidienne (Tonello et Nuhfer 2004). Inversement, la réglementation des rivières peut faire diminuer les variations de la température quotidienne dans les cours d'eau en raison de l'évacuation régulière à partir d'un réservoir ayant une meilleure stabilité thermique (Webb et Walling 1993). Les débits élevés et stables peuvent occasionner des températures stables s'agissant des débits faibles ou variables. Ils peuvent aussi faire descendre les températures de l'eau en été, faire monter les températures en hiver et freiner les schémas saisonniers (Casado *et al.* 1989). Des températures plus fraîches en été et plus douces en hiver peuvent réduire la diversité des invertébrés. Cependant, la densité globale peut s'accroître en raison de hausses disproportionnées chez certaines espèces (Boles 1981, Boon 1987, Rader et Ward 1990).

La température de l'eau a été enregistrée toutes les heures en amont de la station hydroélectrique Nipawin à Wapiti en Saskatchewan (site de référence) et en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell au site 3 et à Big Eddy du 16 juillet au 22 août 2014 (Mihalicz

2018). La température de l'eau maximale enregistrée était de 25 °C, le 8 août 2014 à Wapiti (figure 17).

La température de l'eau immédiatement en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell semblait présenter des variations quotidiennes plus faibles qu'à la station située à Wapiti; la température de l'eau en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell était aussi plus basse de ~2 °C qu'à la station située à Wapiti durant cette période. On s'attendait à cet écart de température étant donné l'influence du lac Tobin. Des données supplémentaires permettraient de définir plus facilement ces écarts pour chaque journée et chaque saison.

Les augmentations de débit ont probablement freiné l'écart dans la température de l'eau observé entre le site de référence et les sites d'étude. Le réservoir Codette et le lac Tobin retardent probablement aussi les augmentations de la température de l'eau au printemps et les diminutions de la température de l'eau à l'automne, et ils maintiennent les températures à des niveaux plus élevés en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell durant l'hiver. Ces changements de la température ne dépassent probablement pas les limites de tolérance thermique de n'importe quelle espèce indigène, et ils peuvent avantager les espèces d'eau tempérée. Les effets se limitent probablement à des modifications dans les indices du frai et de la migration et éventuellement dans la productivité du poisson et des invertébrés dans tout le système.

L'imagerie par satellite (ZoomEarth) donne à penser que les ~10 premiers km en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell sont d'ordinaire libres de glace en hiver, condition qui aura probablement un effet sur la formation de glace de fond et de frazil.

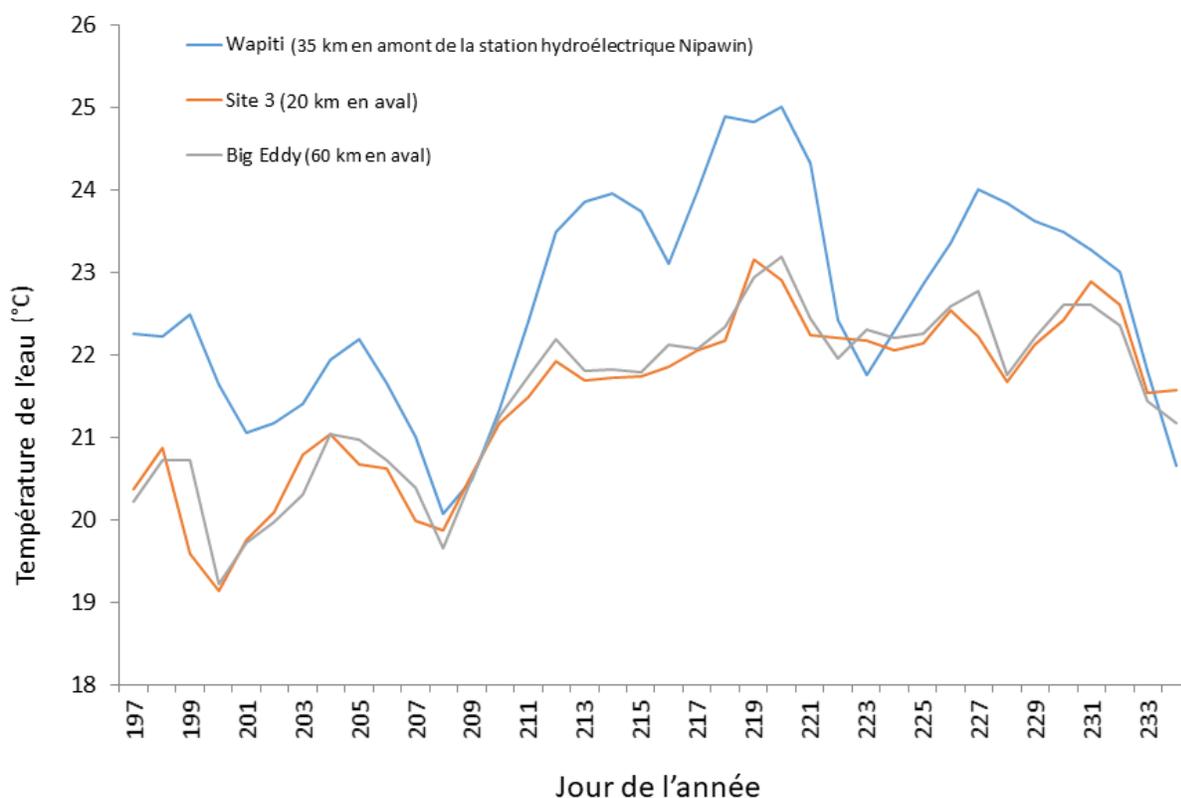


Figure 17. Comparaison de la température de l'eau quotidienne entre les sites en amont et en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell, entre le 16 juillet et le 22 août 2014 (Mihalicz 2018).

CHANGEMENT DANS LES CONCENTRATIONS DE NUTRIMENTS

Les régimes d'écoulement modifiés ont un effet significatif, habituellement négatif, sur la dynamique des nutriments et la disponibilité des nutriments dans les systèmes fluviaux (Clarke *et al.* 2008). La sédimentation des particules organiques, tant allochtones qu'autochtones, se produit dans les réservoirs et fait baisser les niveaux de nutriments se trouvant en aval (Clarke *et al.* 2008). En particulier, les réservoirs peuvent agir comme des puits de phosphore (Friedl et Wüest 2002) et de silicate (Conley *et al.* 2000), et dans une moindre mesure, comme des puits d'azote (Friedl et Wüest 2002). Ce changement modifie la structure trophique des tronçons du bief inférieur, favorisant ainsi les invertébrés brouteurs au lieu des broyeurs, des collecteurs et des détritivores, et cela entraîne habituellement une diversité moindre des invertébrés (Valentin *et al.* 1995). La densité des invertébrés en aval d'EBC tendait à être plus grande qu'aux sites en amont (figure 18) et les notes d'indice biotique étaient plus élevées pour tous les mois (figure 19), ce qui donne à penser qu'une plus grande partie de la communauté des invertébrés est formée de taxons tolérants aux perturbations (Mihalicz 2018).

La connectivité des plaines d'inondation contribue de manière importante à la productivité des rivières, puisque l'accroissement de la zone d'eau lors des crues transfère les nutriments des composantes terrestres aux composantes aquatiques de l'écosystème, et inversement (Bayley 1995, Ward *et al.* 1999). Les lacs ayant une plus grande connectivité au chenal principal étaient caractérisés par un pH et des niveaux d'oxygène dissous, de nitrates et de sulfates plus élevés et par des niveaux d'azote total, de phosphore total et d'ammonium plus bas (MacKinnon *et al.* 2016). Ces écarts dans la connectivité et la chimie de l'eau pourraient déterminer la qualité de ces lacs comme refuge hivernal pour les poissons (MacKinnon *et al.* 2016).

La création de réservoirs sur la rivière Saskatchewan a probablement eu un effet sur les cycles biochimiques et le transport des nutriments depuis les tronçons en amont jusqu'aux tronçons en aval. Cette situation a donné lieu à des pêches productives dans le réservoir Codette et le lac Tobin, mais elle a conduit probablement à des baisses d'ensemble dans la productivité des pêches en aval des réservoirs. North/South Consultants Inc. (2016) a découvert que le niveau de phosphore total était semblable à celui des tronçons en amont sur la rivière Saskatchewan, mais que le niveau d'azote total était plus bas, ce qui occasionnait des niveaux de chlorophylle moindres. Mihalicz (2018) a constaté que le niveau de phosphore total (figure 20) et le niveau d'azote total paraissaient semblables (figure 21) en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell sur la rivière Saskatchewan. Les retenues d'eau sur la rivière Saskatchewan ont probablement influencé le biote en aval, en exerçant une influence sur la structure et la fonction du réseau trophique inférieur (Clarke *et al.* 2008). La chlorophylle benthique semble quelque peu plus élevée en aval d'EBC, en grande partie en raison d'une pénétration plus importante de la lumière, attribuable à une turbidité plus faible (figure 22; Mihalicz 2018).

Le maintien d'un régime d'écoulement naturel dans la mesure du possible est le principal outil d'atténuation pour réduire la perturbation de la répartition et de la dynamique des nutriments dans les rivières (Clarke *et al.* 2008). Afin de réduire les pertes de la biomasse benthique provoquées par le lâché d'eau lié à la demande de pointe, Moog (1993) a recommandé d'éviter les activités de lâché d'eau lié à la demande de pointe et a prescrit des débits minimaux pour protéger de l'assèchement les zones en aval.

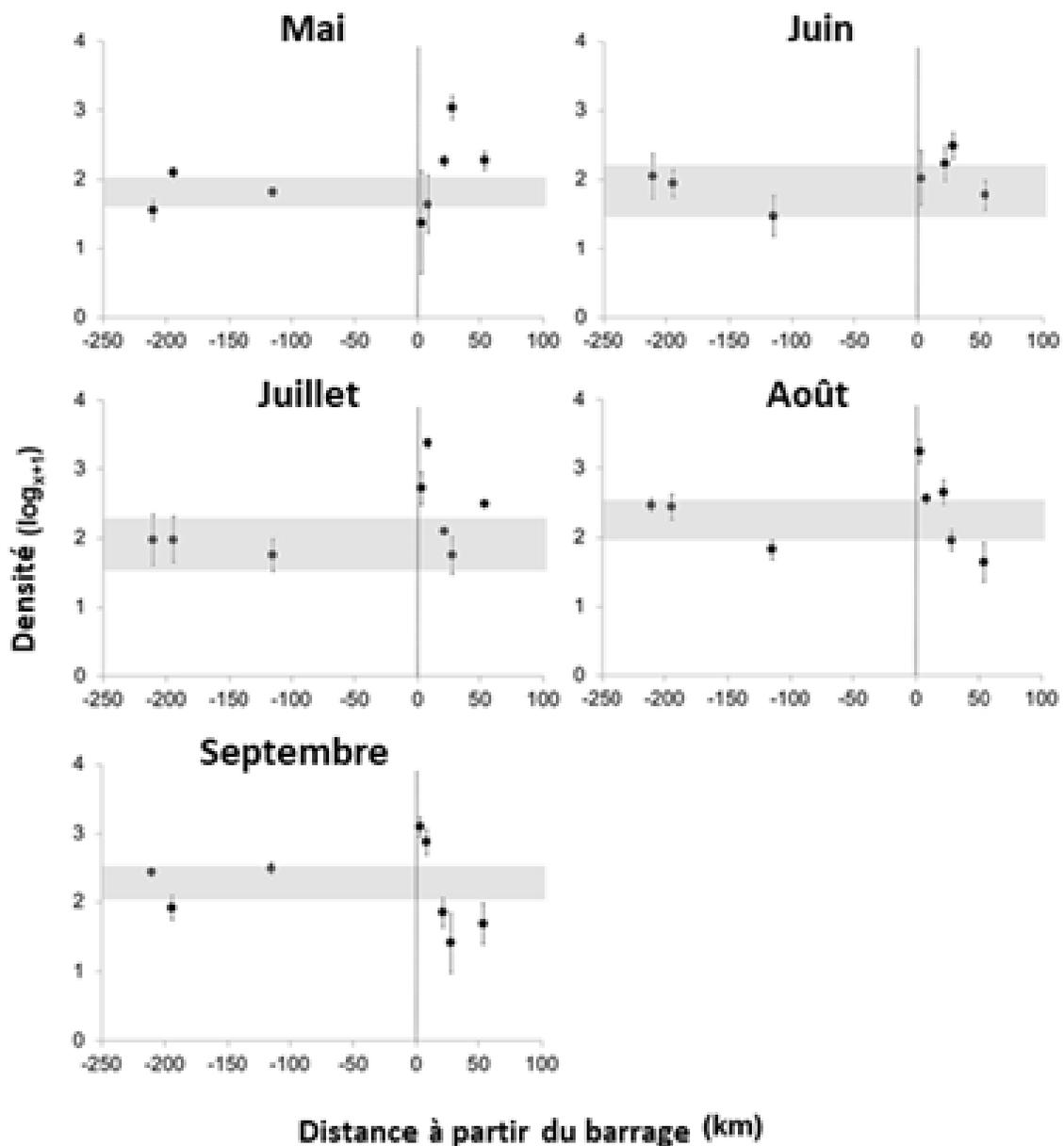


Figure 18. Changements dans les densités de macroinvertébrés benthiques, de mai à septembre 2014, et distance à partir du barrage E.B. Campbell. Les distances négatives ou positives représentent les kilomètres en amont ou en aval du barrage. Les boîtes grises représentent l'indicateur d'état de 95 % pour les densités en amont. La ligne pointillée verticale indique l'emplacement du barrage (tiré de Mihalicz 2018).

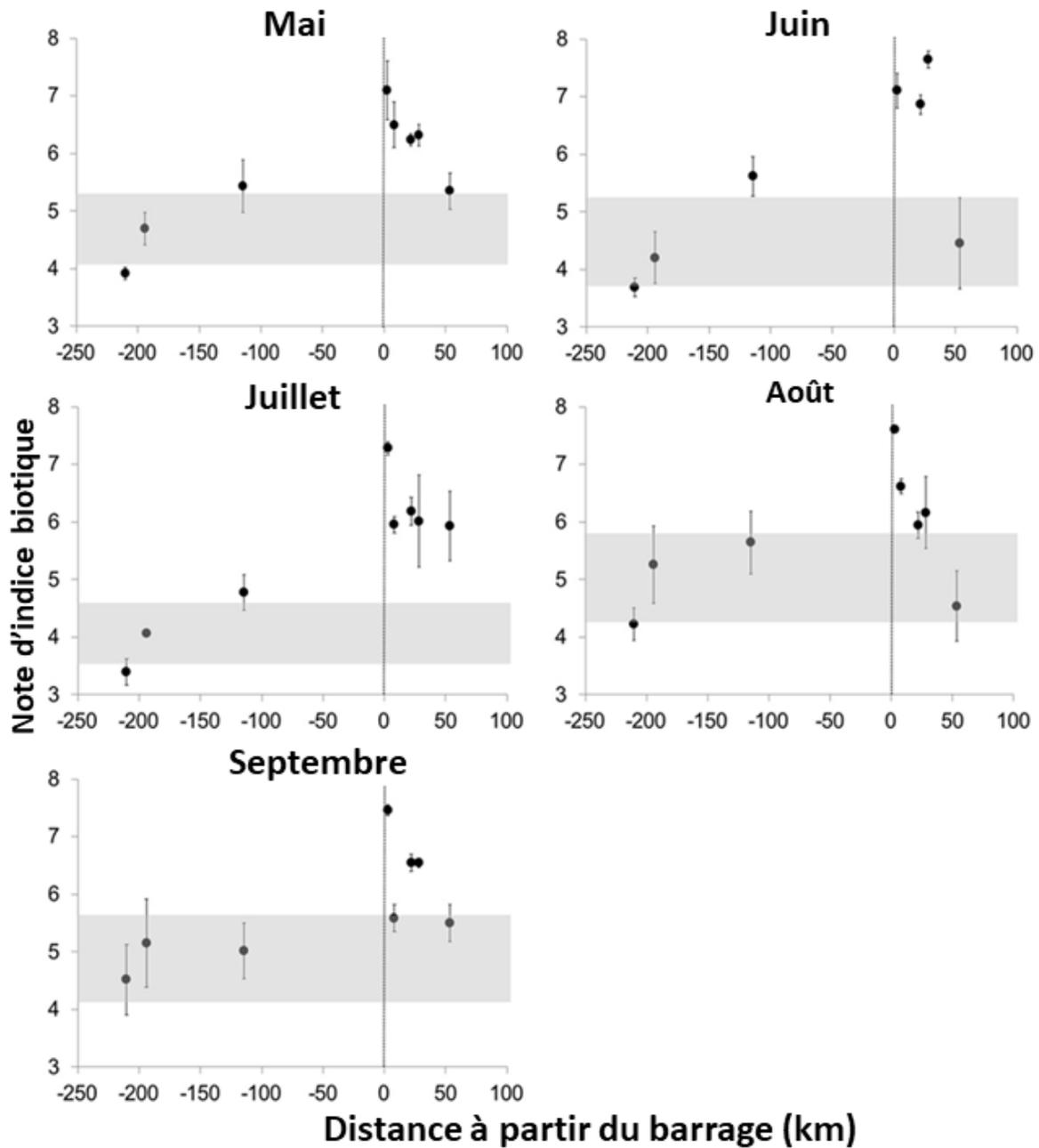


Figure 19. Changements dans la note d'indice biotique, de mai à septembre 2014, et distance à partir du barrage E.B. Campbell. Les distances négatives ou positives représentent les kilomètres en amont ou en aval du barrage. Les boîtes grises représentent l'indicateur d'état de 95 % pour les notes d'indice biotique en amont. La ligne pointillée verticale indique l'emplacement du barrage (tiré de Mihalicz 2018).

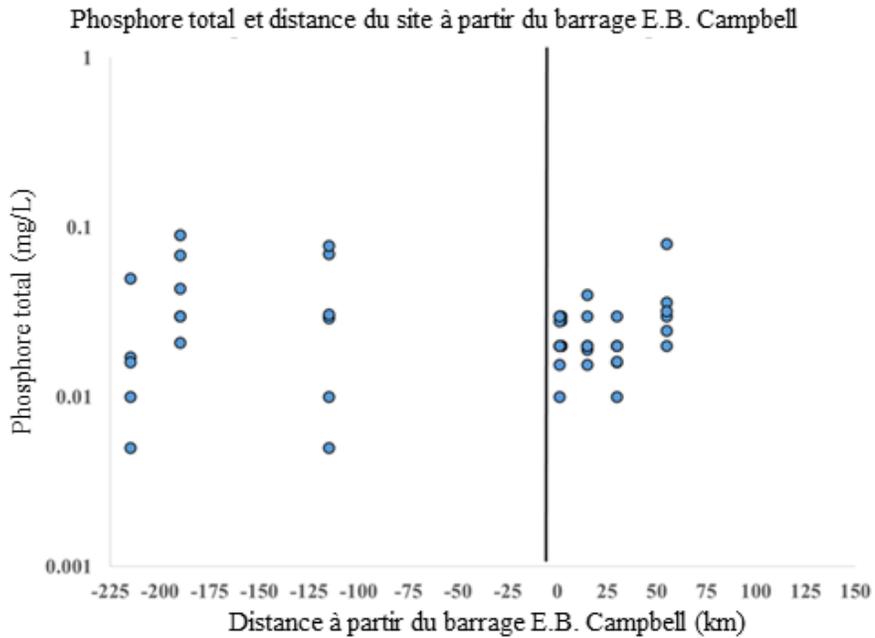


Figure 20. Comparaison du phosphore total et des sites en amont et en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell (tiré de Mihalicz 2018).

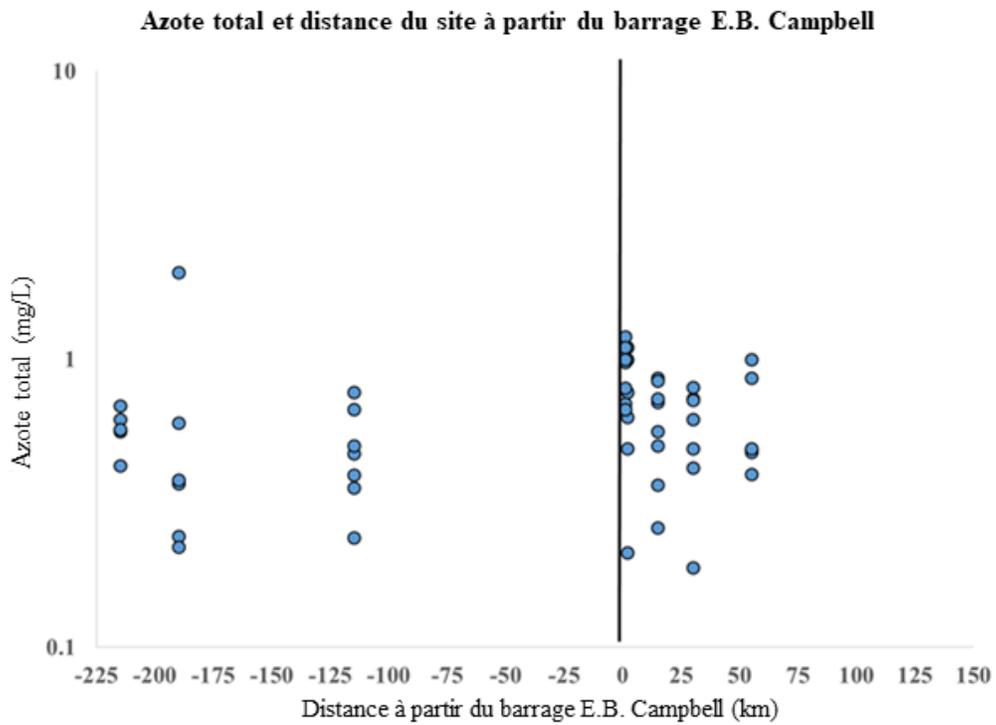


Figure 21. Comparaison de l'azote total et des sites en amont et en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Les distances négatives ou positives représentent les kilomètres en amont ou en aval du barrage. La ligne pointillée verticale indique l'emplacement du barrage (tiré de Mihalicz 2018).

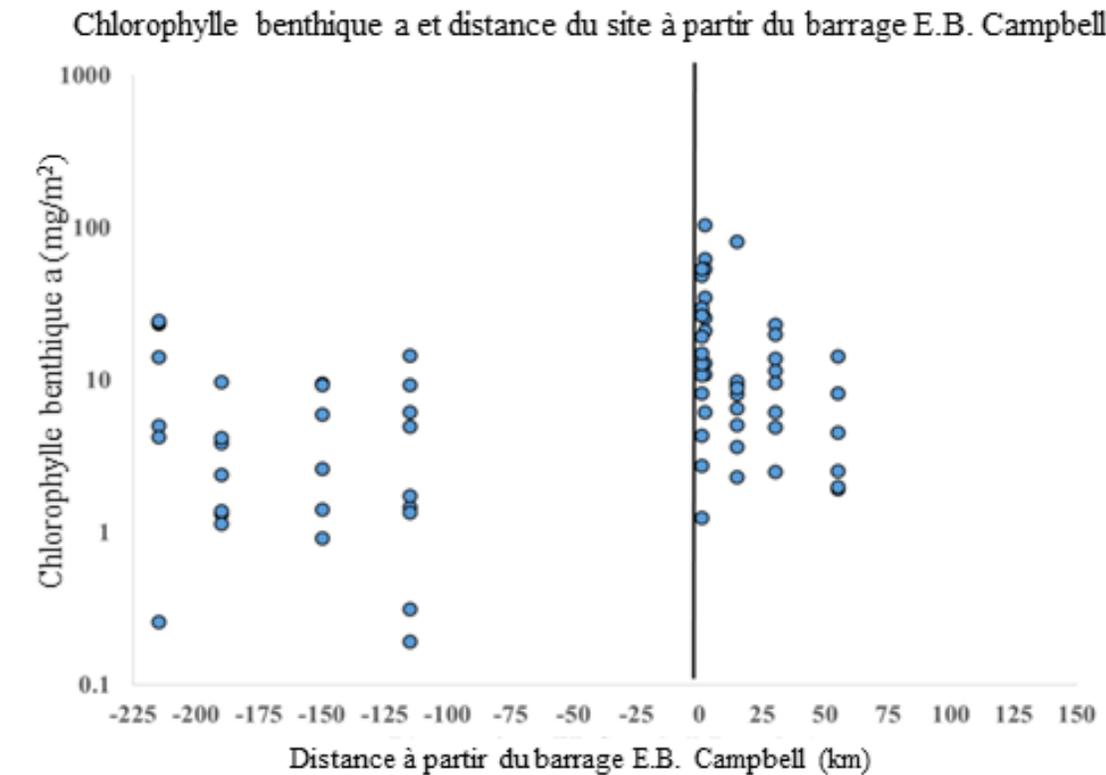


Figure 22. Comparaison de la chlorophylle benthique a aux sites en amont et en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. Les distances négatives ou positives représentent les kilomètres en amont ou en aval du barrage. La ligne pointillée verticale indique l'emplacement du barrage (tiré de Mihalicz 2018).

MERCURE

La contamination au mercure (Hg) peut constituer des risques pour la santé humaine et animale (Green *et al.* 2016). Les réservoirs construits dans les systèmes fluviaux produisent des zones inondées sensibles aux bactéries issues de la méthylation du Hg(II), ce qui provoque des concentrations élevées en Hg. Green *et al.* (2016) ont étudié et ont comparé les taux multidécennaux de la réduction biotique du Hg et les facteurs actuels ayant une incidence sur le Hg dans le poisson prélevé au lac Tobin et au lac Cumberland (le plus grand lac du delta) pour la laquaiche aux yeux d'or (*Hiodon alosoides*), le grand brochet (*Esox lucius*), le doré noir (*Sander canadensis*) et le doré jaune (*Sander vitreus*). Tous les taux indiquaient une diminution importante du Hg au fil du temps et sont maintenant inférieurs aux lignes directrices sur la consommation de Santé Canada ($0,5 \mu\text{g g}^{-1}$).

SURSATURATION DES GAZ DISSOUS TOTAUX

En aval du déversoir, il y a un risque d'embolie gazeuse (maladie) susceptible de causer une mortalité directe ou un stress pouvant entraîner l'apparition d'autres maladies ou contribuer à une mortalité retardée chez divers taxons, souvent propres à un cycle biologique (Macdonald et Hyatt 1973, Weitkamp et Katz 1980, Heggberget 1984, Lutz 1995, Weitkamp *et al.* 2003). La sursaturation des gaz dissous totaux a été mesurée le 9 mai 2011 en aval d'EBC. Les niveaux de sursaturation étaient en deçà des Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux (CCME 1999). Les niveaux élevés de sursaturation des gaz dissous totaux dépendent de la taille du déversement (Muldoon 2012), parmi d'autres facteurs, et seul un petit déversement

(<300 m³ s⁻¹) s'est produit le 9 mai 2011. Une surveillance supplémentaire est justifiée lorsque de gros déversements se produisent pour comprendre si la sursaturation des gaz dissous totaux est supérieure aux Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux. Si les niveaux de sursaturation des gaz dissous totaux sont effectivement supérieurs aux recommandations, les mesures d'atténuation peuvent comprendre l'installation de déflecteurs de débit pour réduire la pression totale des gaz (Weitkamp et Katz 1980, Ruggles et Murray 1983).

PERTURBATIONS BIOTIQUES

COMMUNAUTÉ DE POISSONS

Les critères de qualité de l'habitat pour les espèces de poissons de la rivière Saskatchewan ont été établis dans le cadre d'un atelier réunissant des intervenants et le comité directeur, en novembre 2005 (annexe 1). L'établissement de ces critères de qualité de l'habitat repose à la fois sur la documentation et sur l'expérience personnelle, et a utilisé un processus basé sur le consensus pour ajuster les données publiées et les données inédites afin de créer les critères de qualité de l'habitat de catégorie I (Bovee 1986). Ces critères de qualité de l'habitat ainsi que les critères de qualité de l'habitat de catégorie III (Bovee 1986) établis dans le cadre de la pêche à ces sites ont été utilisés de façon indépendante pour modéliser les changements dans la disponibilité de l'habitat du poisson pour ces espèces au moyen de River2D, un logiciel de modélisation hydrodynamique et de l'habitat.

Des relevés de la pêche à l'électricité ont été réalisés à chaque site à l'aide d'un bateau Smith-Root SR20-EH de 5,0 GPP, réglé de 0 à 1 000 V, avec plage de CC pulsé, 8 A. Ils ont été pris à 40 % de l'étendue fixée. Toutes les activités de pêche ont été réalisées en un seul passage, vers l'aval, en recourant à deux fileyeurs, durant les heures de clarté. Chaque site d'étude a été partagé aléatoirement en sections transversales, à distance les unes des autres d'environ la largeur d'une rivière. Les relevés de la pêche à l'électricité ont été réalisés le long de sept transects qui descendaient parallèlement jusqu'aux berges et s'étendaient d'une section transversale à l'autre. En regardant vers l'aval, on pouvait situer le premier transect le long de la rive gauche, aussi près que le bateau pouvait manœuvrer en toute sécurité. Le deuxième transect était situé à 20 m de la rive gauche, le troisième transect à 75 m de la rive gauche, et le quatrième transect au centre de la rivière; les cinquième, sixième et septième transects étaient situés respectivement à 75 m de la rive droite, à 20 m de la rive droite et aussi près que le bateau pouvait manœuvrer en toute sécurité le long de la rive droite. L'emplacement de capture du poisson a été consigné comme une position dans l'espace pour qu'elle soit associée plus tard à des données sur l'habitat modélisées par River2D. En plus de l'emplacement de capture, l'espèce du poisson, la longueur à la fourche et le sexe, dans la mesure du possible, ont été consignés. Des morceaux de nageoires ainsi que le poids des 100 premiers poissons de toute espèce ayant été capturés à chaque site ont été recueillis pour déterminer l'âge des poissons. Les deux premières nageoires dorsales ont été retirées chez le doré jaune, tandis que chez le grand brochet, la laquaiche argentée (*Hiodon tergisus*), la laquaiche aux yeux d'or et le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), ce sont le bord avant de la nageoire pelvienne droite et le bord avant de la nageoire pectorale droite qui ont été retirés pour l'ensemble des espèces de meuniers. Des analyses du découpage et de l'âge ont été réalisées selon les méthodes de Mills et Beamish (1980). Les âges de poisson pour les trois sites en aval d'EBC ont été mis ensemble aux fins de comparaison avec les données des poissons capturés au site de référence.

Au total, 5 194 poissons représentant 19 espèces ont été prélevés (tableau 4). Le chevalier rouge (*Moxostoma macrolepidotum*) [n = 2 140] et le meunier noir (n = 1 631) constituaient la

majeure partie de la prise puisqu'ils représentaient 72,6 % de tous les poissons (tableau 4). Plus de la moitié de tous les poissons ayant formé l'échantillon ont été capturés au site 1 en août 2005. Ce site a aussi enregistré la CPUE la plus élevée (tableau 5). La plus grande diversité d'espèces a été observée au site 3 et au site de référence (tableau 4). En 2005, le bateau de pêche électrique s'est brisé à mi-chemin du travail de prise des relevés, et tous les relevés au site 2 ont été réalisés de nouveau en 2006; les données recueillies lors des deux années sont présentées aux tableaux 4 et 5. Bien qu'il y ait des esturgeons jaunes dans la rivière Saskatchewan, aucun n'a été observé lors de nos relevés. Cette situation est probablement attribuable aux limites de la méthode de prélèvement, ou à la période de l'année, puisque nous n'avons pas prélevé d'échantillons durant la période de frai, moment où l'esturgeon jaune aurait probablement migré en aval d'EBC et aurait donc été présent aux lieux d'échantillonnage.

Les espèces de poissons prélevées en aval d'EBC étaient surtout des individus de grande taille. On comptait aussi un nombre très limité de jeunes adultes (figures 23 et 24). Le doré jaune a fait figure d'exception, puisque des dorés jaunes de toutes les tailles ont été capturés en aval d'EBC. Au site de référence, des individus de grande taille (adultes) et des individus jeunes adultes étaient courants (figures 23 et 24). Aucune différence de la taille par âge n'a été observée (figure 23). Voici les explications possibles du nombre réduit de juvéniles en aval d'EBC (Enders *et al.* 2017) :

1. Après l'éclosion, les larves de poisson dérivent vers l'aval, à l'extérieur des tronçons de l'étude. Elles migrent pour revenir en amont seulement lorsqu'elles sont adultes. L'installation hydroélectrique agit comme un obstacle à la dérive vers l'aval des larves de poisson en amont d'EBC. Par conséquent, la colonisation par l'intermédiaire du frai en amont n'est pas possible.
2. L'habitat en aval d'EBC ne convient pas aux juvéniles.
3. Les méthodes de prélèvement utilisées n'étaient pas adaptées au prélèvement des juvéniles; toutefois, les prises d'individu jeune adulte ont été nombreuses au site de référence, où la turbidité rendait la capture plus ardue.
4. Le taux de succès du frai du poisson en aval d'EBC est extrêmement faible.
5. La compétition interspécifique et intraspécifique réduit les chances de succès ou rend impossible l'utilisation par les juvéniles de l'habitat en aval d'EBC.

Tableau 4. Prises effectuées en 2005 et 2006 à chaque site, par espèce.

Espèce	2005				2006		Total
	Site 1	Site 2	Site 3	Site de référence	Site 1	Site 2	
Laquaiche aux yeux d'or	1	0	1	11	0	0	13
Laquaiche argentée	2	3	19	25	1	4	54
Méné émeraude	11	18	132	119	2	42	324
Queue à tache noire	16	2	11	9	0	180	218
Tête-de-boule	0	0	2	0	0	0	2
Méné à tête plate	0	0	0	11	0	0	11
Brème d'Amérique	2	1	2	0	3	9	17
Meunier rouge	112	0	0	251	8	0	371
Meunier noir	933	13	116	62	366	117	1607
Chevalier blanc	1	1	19	30	1	71	123
Chevalier rouge	1469	29	104	297	84	91	2074
Grand brochet	5	5	19	1	1	42	73
Grand corégone	0	0	0	0	50	0	50
Perche-truite	0	0	2	0	0	0	2
Lotte	0	0	1	0	0	0	1
Chabot à tête plate	0	0	0	1	0	0	1
Perchaude	0	0	1	0	3	24	28
Doré noir	0	0	2	36	0	3	41
Doré jaune	36	5	28	35	53	4	161
Total	2588	77	459	888	572	587	5171
Nombre d'espèces	11	9	15	13	11	11	19
Effort (min)	332,4	49,0	398,2	396,9	299,3	468,2	1943,9

Tableau 5. Captures par unité d'effort (CPUE) et nombre de poissons par minute en 2005 et 2006 à chaque site, par espèce.

Espèce	2005				2006		CPUE moyen
	CPUE au site 1	CPUE au site 2	CPUE au site 3	CPUE au site de référence	CPUE au site 1	CPUE au site 2	
Laquaiche aux yeux d'or	0,003	-	0,003	0,028	-	-	0,0055
Laquaiche argentée	0,006	0,0612	0,048	0,063	0,003	0,009	0,0316
Méné émeraude	0,033	0,367	0,332	0,300	0,007	0,090	0,1880
Queue à tache noire	0,048	0,0408	0,028	0,023	-	0,385	0,0873
Tête-de-boule	-	-	0,005	-	-	-	0,0008
Méné à tête plate	-	-	-	0,028	-	-	0,0046
Brème d'Amérique	0,006	0,020	0,005	-	0,010	0,019	0,0101
Meunier rouge	0,337	-	-	0,632	0,027		0,1660
Meunier noir	2,807	0,265	0,291	0,156	1,223	0,25	0,8321
Chevalier blanc	0,003	0,020	0,048	0,076	0,003	0,152	0,0503
Chevalier rouge	4,419	0,592	0,261	0,748	0,281	0,194	1,0826
Grand brochet	0,015	0,102	0,048	0,003	0,003	0,090	0,0434
Grand corégone	-	-	-	-	0,167	-	0,0278
Perche-truite	-	-	0,005	-	-	-	0,0008
Lotte	-	-	0,003	-	-	-	0,0004
Chabot à tête plate	-	-	-	0,003	-	-	0,0004
Perchaude	-	-	0,003	-	0,010	0,051	0,0106
Doré noir	-	-	0,005	0,091	-	0,006	0,0170
Doré jaune	0,108	0,102	0,070	0,088	0,177	0,009	0,0924
Effort (min)	332,4	49,0	398,2	396,9	299,3	468,2	1943,9

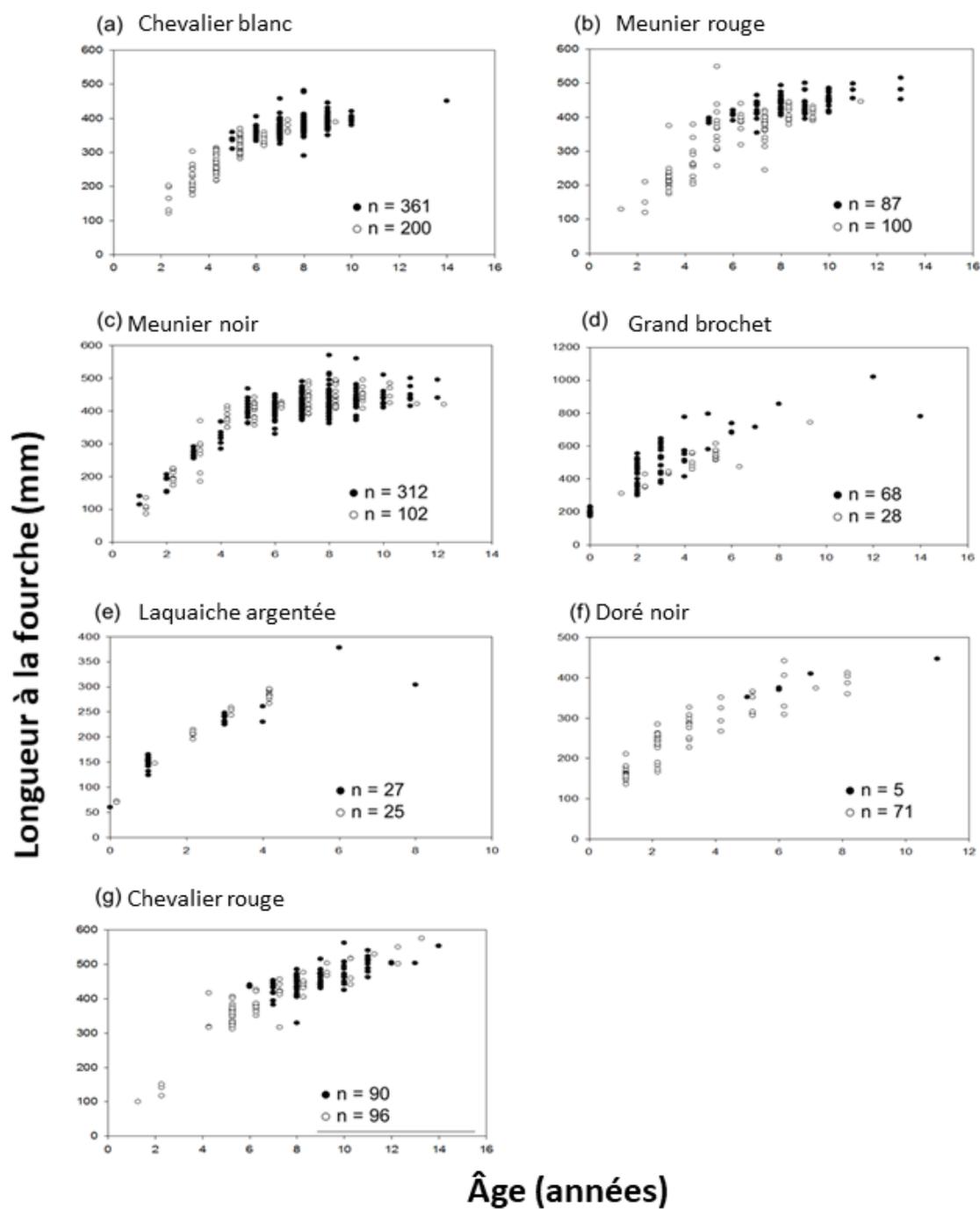


Figure 23. Lien âge-longueur pour les prises effectuées aux sites 1 à 3 (symboles pleins) et au site de référence (cercles ouverts) (tiré et adapté de Enders et al. 2017).

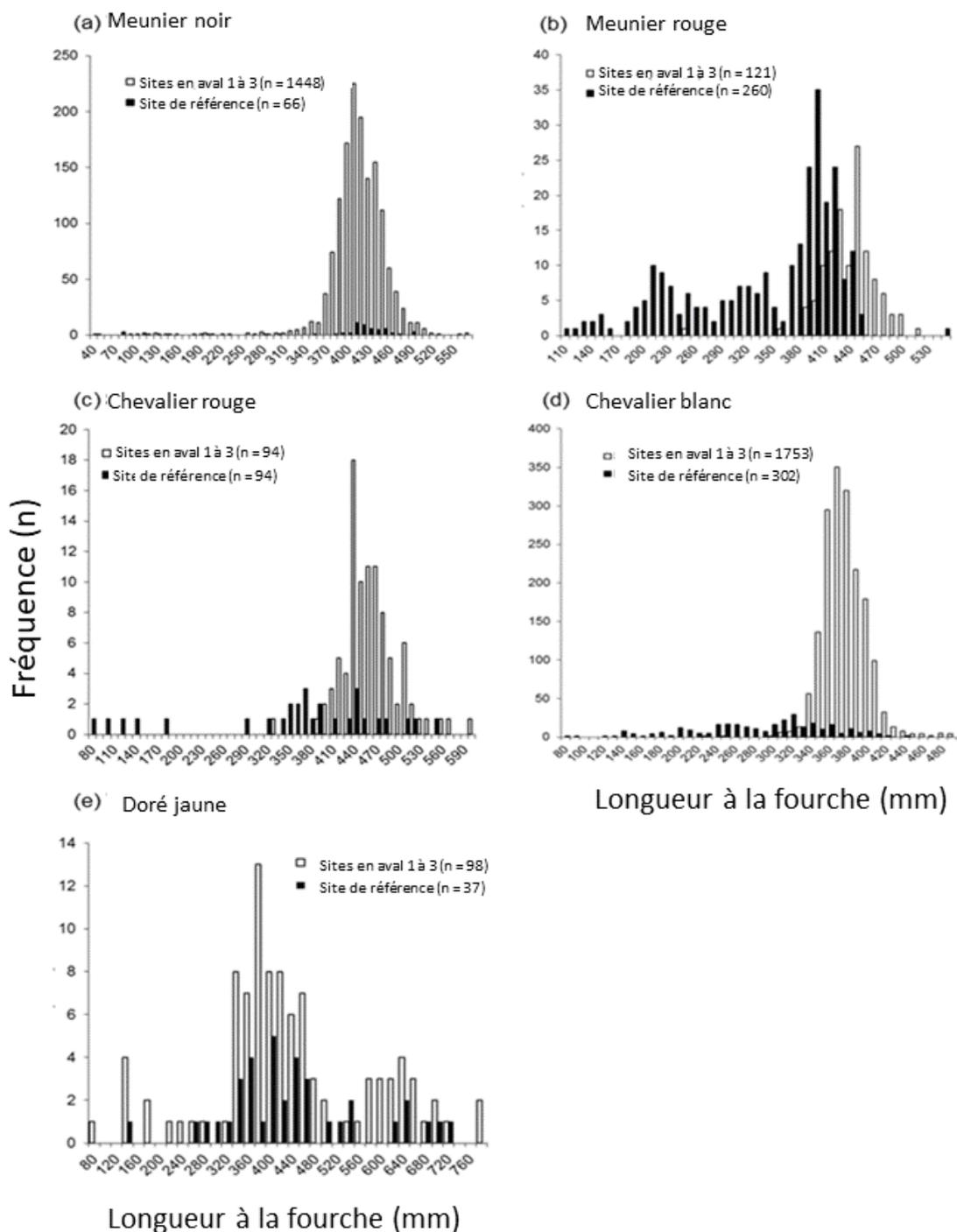


Figure 24. Distribution des fréquences de longueurs pour a) le meunier noir, b) le meunier rouge, c) le chevalier blanc, d) le chevalier rouge et e) le doré jaune capturés en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell (sites 1 à 3), sous forme de barres ouvertes, et au site de référence, sous forme de barres pleines (tiré de Enders et al. 2017).

CALCUL DE L'HABITAT DU POISSON DISPONIBLE ET UTILISÉ – ÉTABLISSEMENT DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'HABITAT DE CATÉGORIE III

Au moyen de données à référence spatiale sur le prélèvement du poisson, les critères de qualité de l'habitat de catégorie III ont été établis pour représenter l'utilisation de l'habitat du poisson (annexe 2). Les données de GPS ont été associées aux données sur la profondeur, la vitesse et le substrat pour chaque position dans l'espace extrait de l'espace-modèle de River2D. Des données sur l'utilisation de l'habitat physique (profondeur, vitesse et substrat) issues des positions dans l'espace correspondantes modélisées dans River2D ont été attribuées à chaque individu capturé.

L'établissement de courbes de critères de qualité de l'habitat à partir de données sur les prises s'est limité à la pêche en périodes d'importance biologique de poissons considérés comme des individus adultes (longueur à la fourche de >250 mm) et d'espèces dont les tailles d'échantillon minimales étaient de $n = 30$ à un site donné. Les données du site 1 durant la période d'importance biologique 4 en 2005 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le meunier rouge (*Catostomus catostomus*), le meunier noir (*Catostomus commersoni*), le chevalier rouge et le doré jaune. Les données du site 1 durant la période d'importance biologique 2 en 2006 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le meunier noir, le chevalier rouge et le doré jaune. Les données du site 2 durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et en 2006 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le chevalier blanc (*Moxostoma anisurum*), le meunier noir et le chevalier rouge. Les données du site 3 durant la période d'importance biologique 4 en 2005 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le meunier noir et le chevalier rouge.

Une approche basée sur des histogrammes a été employée pour créer des courbes de disponibilité et d'utilisation de l'habitat qui pourraient ensuite être utilisées pour calculer les courbes de critères de qualité de l'habitat (Bovee 1986). L'équation de Sturges a été utilisée pour définir les tailles de segment optimales (Sturges 1926).

En ce qui concerne la profondeur, une fois la valeur optimale de 1 atteinte, toutes les profondeurs supérieures à cette valeur ont été associées à une valeur de courbe de préférence de 1, puisque la profondeur n'était pas considérée comme restrictive. River2D multiplie les valeurs des critères de qualité de l'habitat de la profondeur, de la vitesse et du substrat pour calculer la superficie utilisable pondérée d'une espèce et d'un cycle biologique en particulier.

ANALYSE DE LA SUPERFICIE UTILISABLE PONDÉRÉE

La superficie utilisable pondérée fait référence à la pondération des valeurs de qualité de la vitesse, de la profondeur et du substrat pour une espèce de poissons en particulier relativement à la zone d'habitat. Les extrants hydrodynamiques modélisés et le module sur l'habitat de River2D ont été utilisés pour évaluer la variation dans la superficie utilisable pondérée à des débits simulés et pour ensuite quantifier le débit minimal requis pour diverses espèces de poissons à des stades biologiques différents pour la période d'importance biologique durant laquelle les données sur le poisson ont été recueillies.

Dans River2D, la composante de l'habitat du poisson repose sur le concept de la superficie utilisable pondérée (Bovee 1982) utilisé dans la famille PHABSIM des modèles d'habitat du poisson. Dans cette étude, la superficie utilisable pondérée est calculée comme le produit d'un indice composite de la qualité (ICQ). Les vitesses et les profondeurs sont tirées directement de la composante hydrodynamique du modèle. Les valeurs d'indice du chenal peuvent dépendre du substrat ou de la couverture du chenal pour des espèces de poissons et des stades biologiques différents.

Les débits qui sont égaux aux pointes des courbes de superficie utilisable pondérée sont calculés à partir du modèle de River2D au moyen des critères de qualité de l'habitat de catégorie III établis lors de l'atelier de 2005 et des critères de qualité de l'habitat de catégorie III calculés dans le cadre de la pêche aux trois sites (tableau 6). L'annexe 2 présente le lien de la superficie utilisable pondérée calculée pour une plage de débits (de $5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à $3\,500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$).

Tableau 6. Débit à la superficie utilisable pondérée de pointe pour plusieurs espèces ou stades biologiques pour tous les sites utilisant les critères de qualité de l'habitat de catégorie I (I) établis lors de l'atelier et les critères de qualité de l'habitat de catégorie III (III) calculés dans le cadre de la pêche aux sites*.

Type de courbe :	Site 1		Site 2		Site 3	
	I	III	I	III	I	III
Doré jaune adulte	250		350		450	
Doré jaune adulte, frai de la période d'importance biologique 2 de 2006, site 1 seulement		450	-			-
Doré jaune adulte, toutes les périodes d'importance biologique (4)		400		300		400
Esturgeon jaune adulte	900		900+		700+	
Frai de l'esturgeon jaune	450		750			
Esturgeon jaune juvénile	75		150		50	
Grand brochet adulte	50		75		15	
Grand brochet adulte, toutes les périodes d'importance biologique (4)		200		200		400
Laquaiche aux yeux d'or adulte	200		350		400	
Meunier noir adulte, frai de la période d'importance biologique 2 de 2006, site 1 seulement		400		-		-
Meunier noir, toutes les périodes d'importance biologique (4)		600		950		900
Chevalier rouge adulte	250		750		900	
Chevalier rouge adulte, période d'importance biologique 2 du printemps 2006, site 1 seulement		300		-		-
Chevalier rouge, toutes les périodes d'importance biologique (4)		900		950		950
Meunier rouge, toutes les périodes d'importance biologique (4)		750		950+		-
Chevalier blanc, toutes les périodes d'importance biologique (4)		-		200		75
Les plus sensibles du site	EJ	CR	EJ	CB	CR	CB

* Remarque : Les valeurs font référence au débit de pointe ($m^3 s^{-1}$) qui maximise la courbe de zone utilisable mouillée. Les critères de qualité de l'habitat de catégorie III de « toutes les périodes d'importance biologique (4) » sont calculés à partir des données combinées pour l'ensemble des prises à tous les sites en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell. « Les plus sensibles » fait référence aux espèces ou stades biologiques ayant l'exigence de débit la plus élevée pour le site en question. Les sigles utilisés pour désigner les espèces sont les suivants : esturgeon jaune (EJ), chevalier rouge (CR) et chevalier blanc (CB).

ÉCHOUEMENT

Les centrales énergétiques à lâché d'eau lié à la demande de pointe utilisent un régime d'exploitation à variation du débit pour faire correspondre la production d'énergie à la demande du marché. Ce régime donne lieu à une augmentation et une diminution quotidiennes du débit en aval de la centrale énergétique. Du point de vue des pêches, cette situation est susceptible de nuire aux ressources aquatiques sur plusieurs kilomètres de rivière (Hauer *et al.* 2017). La diminution du débit risque notamment de faire s'échouer le poisson. L'échouement se produit lorsque le poisson est séparé des eaux vives par suite de la diminution du niveau de l'eau provoquée par la diminution rapide du débit. Les juvéniles et les petits poissons sont plus vulnérables à l'échouement en raison de leur capacité de nage moins développée et du fait qu'ils privilégient habituellement les rivages comme habitat (Moore et Stanley 1988). Une fois échoué, le poisson est exposé à la prédation, à la dessiccation (Bradford *et al.* 1995), au stress thermique ou au gel (Flodmark *et al.* 2002, Hoffarth 2004, Nagrodski *et al.* 2012). Les œufs et les embryons des reproducteurs d'automne sont également exposés au gel lors des périodes de faible débit, sous les climats froids tempérés, dans les rivières réglementées présentant d'importantes variations saisonnières, puisqu'ils n'ont pas la capacité de bouger (Casas-Mulet *et al.* 2014). De la même façon, chez les invertébrés, les risques de dérive et d'échouement pourraient être plus grands que chez les poissons en raison de leur faible mobilité; toutefois, certains taxons sont capables de trouver refuge dans les sédiments (Bruno *et al.* 2009).

De façon générale, le risque d'échouement dépend des caractéristiques locales du site. Des facteurs comme les caractéristiques du lâché d'eau lié à la demande de pointe (p. ex., l'amplitude de crête, le taux de variation du débit), la configuration du chenal de la rivière (p. ex., le talus du rivage), la composition du substrat, le moment de la journée, la température de l'eau et le comportement du poisson (selon l'espèce et le stade biologique) déterminent tous le risque d'échouement (Bradford *et al.* 1995, Saltveit *et al.* 2001). Plusieurs expériences d'échouement du poisson ont démontré, par exemple, que le risque d'échouement est élevé dans les zones du chenal de la rivière ayant une pente relativement faible, lorsque le chenal de la rivière comporte des chenaux latéraux ou lorsqu'un banc de gravier comporte des mouilles ou des poches latérales (Auer *et al.* 2017), par opposition aux rivières se résumant à un chenal unique et des berges abruptes (Bradford 1997, Tuhtan *et al.* 2012). Le poisson peut se retrouver emprisonné dans une fosse ou un chenal latéral ou encore pris au-dessus du niveau de l'eau à mesure que celui-ci baisse, le laissant ainsi échoué sur la plage ou, par l'assèchement de la subsurface des espaces interstitiels, à l'intérieur des substrats grossiers qu'il utilise. Le risque d'échouement pour le poisson est plus faible dans les zones comportant un abri minimal, du substrat fin et quelques lieux de repos (Halleraker *et al.* 2003).

Tandis que certaines études ont conclu que le risque d'échouement était au plus élevé durant la journée en raison du comportement de dissimulation des salmonidés juvéniles (Bradford *et al.* 1995, Halleraker *et al.* 2003), d'autres études ont relevé un nombre d'échouements plus élevé la nuit (Bradford 1997). Par exemple, une étude sur l'ombre commun (*Thymallus thymallus*) a démontré que les lâchés d'eau liés à la demande de pointe qui avaient lieu la nuit augmentaient de manière importante la dérive et l'échouement des juvéniles (Auer *et al.* 2017). La température de l'eau et le cycle saisonnier influent également sur le risque d'échouement; en effet, les taux d'échouement augmentaient lorsque la température de l'eau était plus basse et durant l'hiver (Saltveit *et al.* 2001). Des expériences sur la truite brune (*Salmo trutta*) dans des canaux artificiels en Norvège ont permis de conclure que la température de l'eau était le facteur le plus important pour déterminer l'ampleur des échouements; ainsi, les incidents d'échouement les plus nombreux sont survenus dans des conditions comprenant notamment l'eau froide, un substrat grossier, une faible pente et une forte vitesse du courant (Halleraker *et al.* 2003).

Tandis que la mortalité des poissons comme conséquence de l'échouement est un phénomène bien documenté, les effets sublétaux et à long terme de l'échouement sur la croissance et la dynamique des populations sont moins connus (Nagrodski *et al.* 2012) et seules quelques enquêtes se sont concentrées sur la communauté de poissons (Smokorowski *et al.* 2011).

ÉCHOUEMENT DU POISSON EN AVAL DE LA STATION HYDROÉLECTRIQUE E.B. CAMPBELL

Les sections de la rivière en aval d'EBC sont situées sur un terrain relativement plat et présentent de faibles talus et un réseau hydrographique anastomosé. Compte tenu de la topographie, le régime d'exploitation à lâché d'eau lié à la demande de pointe de l'installation est susceptible de provoquer l'échouement du poisson. En 2009, SaskPower, en collaboration avec North/South Consultants Inc., a examiné les effets des procédures opérationnelles existantes de lâché d'eau lié à la demande de pointe sur l'échouement du poisson dans le canal de fuite de la station hydroélectrique E.B. Campbell, y compris : 1) la détermination des endroits où l'assèchement survient et la quantification de la mortalité des poissons et des œufs liée à chaque assèchement quotidien; et 2) l'extrapolation de la mortalité totale survenant durant la saison des eaux libres en fonction de la fréquence de chaque assèchement et des périodes connues (ou probables) de présence de chaque espèce (North/South Consultants Inc. 2010). Lors des cinq relevés réalisés (fin de mai, début de juin, mi-juillet, mi-septembre et fin d'octobre), 194 poissons de 22 taxons distincts ont été trouvés échoués, et aucun œuf n'a été récupéré. Les poissons de petite taille (<100 mm) s'échouaient plus fréquemment que les poissons plus gros. Le risque de fréquence de l'échouement était quelque peu plus élevé lors des trois derniers relevés. Lors de l'extrapolation du nombre de poissons échoués en fonction du débit actuel, SaskPower a estimé que jusqu'à 10540 poissons (8563 petits poissons et 1977 gros poissons) s'étaient potentiellement échoués durant la période du 1^{er} mai au 31 octobre 2009 à l'emplacement où le relevé a été effectué. On peut donc penser que quelque 32 petits poissons et quelque 8 gros poissons s'échouent chaque jour. Jusqu'à 40 % des gros poissons se sont retrouvés emprisonnés dans des fosses et auraient pu survivre éventuellement à l'échouement, mais on a observé que bon nombre des poissons emprisonnés étaient menacés par des prédateurs, soit des oiseaux et de petits mammifères. Le relevé d'échouement a été réalisé de nouveau lors de la période de frai du cisco de lac (*Coregonus artedii*) à l'automne 2010, et les résultats obtenus étaient semblables (North/South Consultant Inc. 2011). Étant donné qu'il est difficile d'observer des poissons emprisonnés dans les interstices, ce type d'échouement n'a probablement pas été quantifié dans le cadre des évaluations de l'échouement réalisées directement en aval d'EBC, ce qui donne à penser que la mortalité causée par l'échouement associée au lâché d'eau lié à la demande de pointe est peut-être sous-estimée (Steele et Smokorowski 2000).

Les effets des fluctuations du débit sont d'ordinaire plus marqués dans le tronçon immédiatement en aval de l'installation, et ils s'amointrissent sur la distance en aval (Kinsolving et Bain 1993). Par conséquent, les taux d'échouement baissent généralement plus loin en aval en raison de l'atténuation du débit (Connor et Pflug 2004). Cependant, l'atténuation dépend de la morphologie et de la pente de la rivière (Kinsolving et Bain 1993), comme cela a été observé en aval d'EBC. Le plus petit changement dans le niveau de la surface de l'eau a été observé à 5,8 km en aval d'EBC, tandis que le plus grand changement a été observé à 9,3 km en aval (figure 25). Le risque d'échouement est probablement plus faible en aval du site 2, puisque la taille des particules du substrat est considérablement plus fine. Cependant, malgré les sédiments plus fins dans ces tronçons, des exceptions sont relevées là où le chenal de la rivière se complexifie, par exemple, dans les chenaux latéraux. En 2005, l'échouement de jeunes de l'année (cisco de lac, perchaude [*Perca flavescens*], meunier noir et doré jaune) a été observé dans un chenal latéral au site 2 (figure 26). Ce chenal n'est mouillé que lorsque les débits sont

de $>400 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, ce qui permet l'établissement d'une végétation émergente, donnant lieu ainsi à une complexification de l'habitat et à une augmentation probable du risque d'échouement. Parmi les facteurs ayant probablement favorisé cet échouement, notons le fait que les débits avaient été suffisamment importants pour mouiller ce site durant les deux jours précédents, et le fait que le taux de diminution du débit a été de $>300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ h}^{-1}$ au cours de la première heure et de $\sim 160 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} \text{ h}^{-1}$ (baisse de $\sim 0,28 \text{ m h}^{-1}$ du niveau de la surface de l'eau à la station hydrométrique 05KD003) au cours des trois premières heures durant lesquelles les débits ont été abaissés à la station hydrométrique 05KD003 (figure 27). Ce taux de diminution du débit a caractérisé 4,4 % de tous les débits durant la période de l'année 2001 au 6 septembre 2004, et 2,8 % de tous les débits depuis le 7 septembre 2004 (figure 10). Déterminer les taux de variation du débit qui atténuent l'échouement est peut-être le facteur le plus important à considérer dans la gestion des débits pour réduire au minimum la mortalité des poissons. L'échouement à l'intérieur de ces habitats de chenaux latéraux est probablement influencé par la saison et le moment de la journée, en raison du comportement du poisson et de la sélection de l'habitat (Cushman 1985, Hunter 1992). En 2014, Green (2017) a constaté des échouements au site 2 dans le chenal principal (figure 28).

Le changement quotidien moyen dans le débit en aval d'EBC est de $\sim 500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; l'échouement peut donc survenir chaque jour de l'année (figure 8). Par exemple, si le débit est de $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et qu'il diminue pour atteindre $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ aux sites 1, 2 et 3, s'ensuivent des pertes de la zone utilisable mouillée de l'ordre de 13 %, de 16 % et de 39 % respectivement, ce qui provoque l'exposition de vastes zones du lit chaque nuit. La perte d'habitat mouillé au site 1 survient dans le chenal principal ainsi que sur les deux berges, tandis qu'aux sites 2 et 3, la perte d'habitat mouillé survient sur les deux berges ainsi que dans les chenaux latéraux (figures 29 à 31). Étant donné que cette ampleur du changement survenant à la fois dans le débit et dans l'inondation des chenaux latéraux caractérise tous les sites, d'autres recherches doivent être effectuées pour comprendre le risque d'échouement dans les habitats plus complexes comme les chenaux latéraux et les 12 premiers kilomètres en aval d'EBC, où la berge présente en grande partie un substrat rocheux grossier.

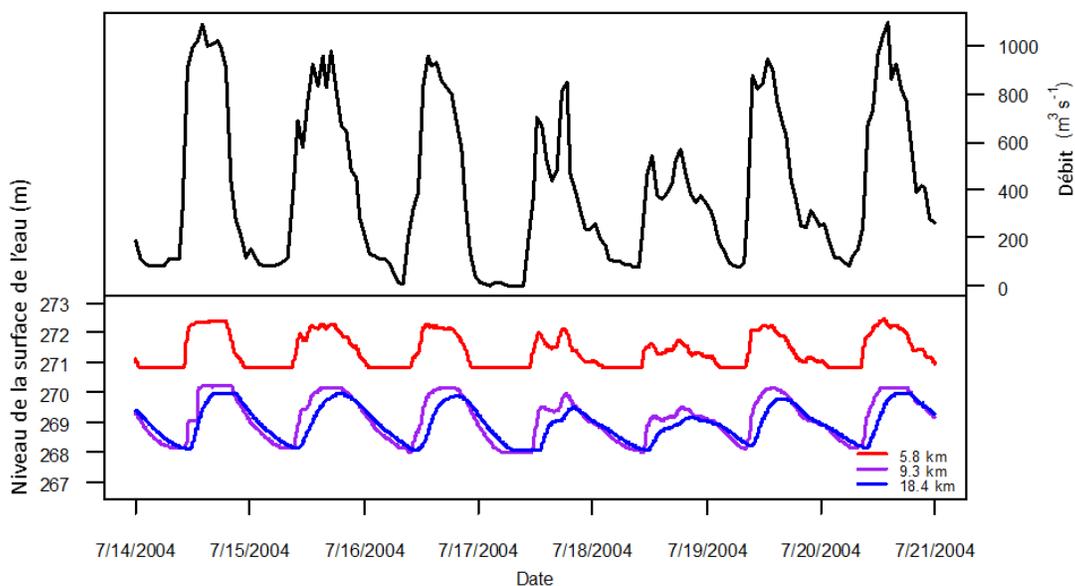


Figure 25. Changements dans le débit et changements subséquents dans le niveau de la surface de l'eau à 5,8 km, 9,3 km et 18,4 km en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell.



Figure 26. Petits poissons échoués à environ 6 h 50 le 21 juillet 2005 dans un chenal latéral du site 2. Mention de la source des photos : Doug Watkinson.

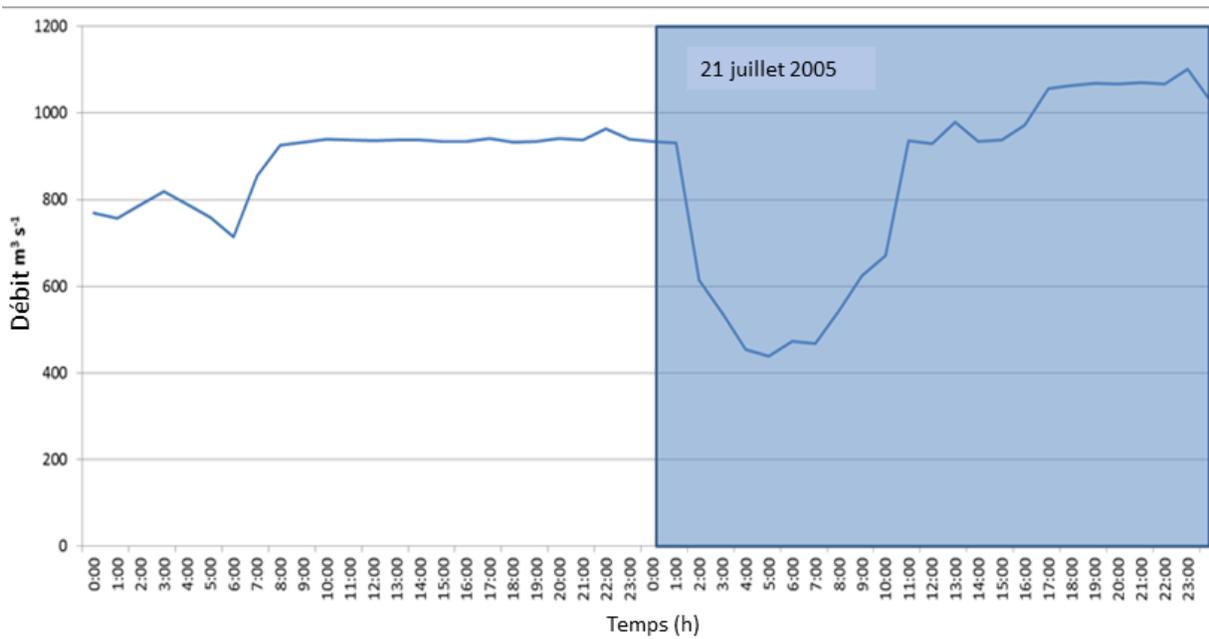


Figure 27. Débit horaire à la station hydrométrique 05KD003 en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell les 20 et 21 juillet 2005. La boîte bleue représente le 21 juillet 2005.



Figure 28. Poissons échoués observés en aval du barrage E.B. Campbell durant la période d'importance biologique 4 de 2014. Mention de la source des photos : Derek Green.

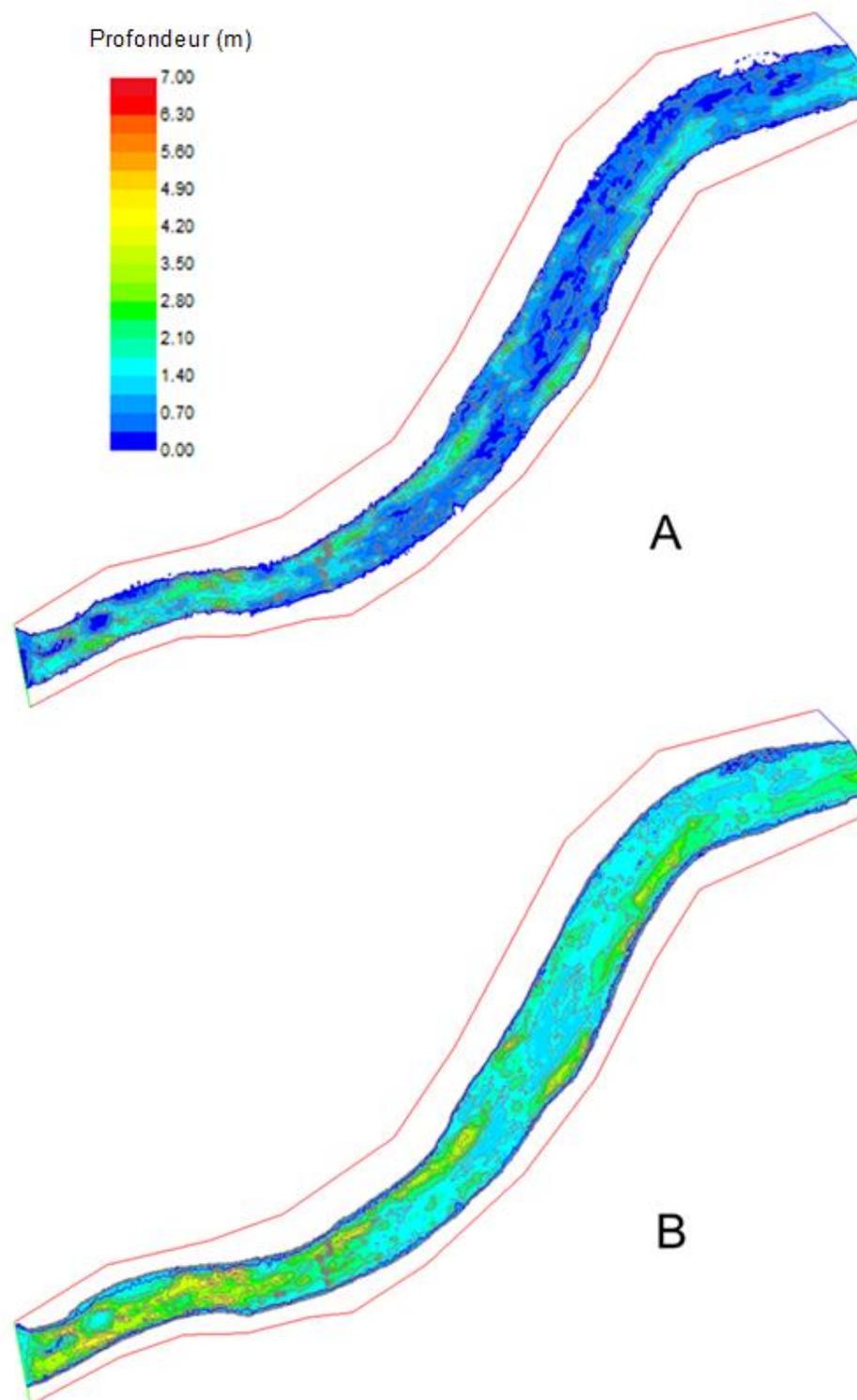


Figure 29. Profondeur de l'eau modélisée au site 1 A) à un débit de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et B) à un débit de $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

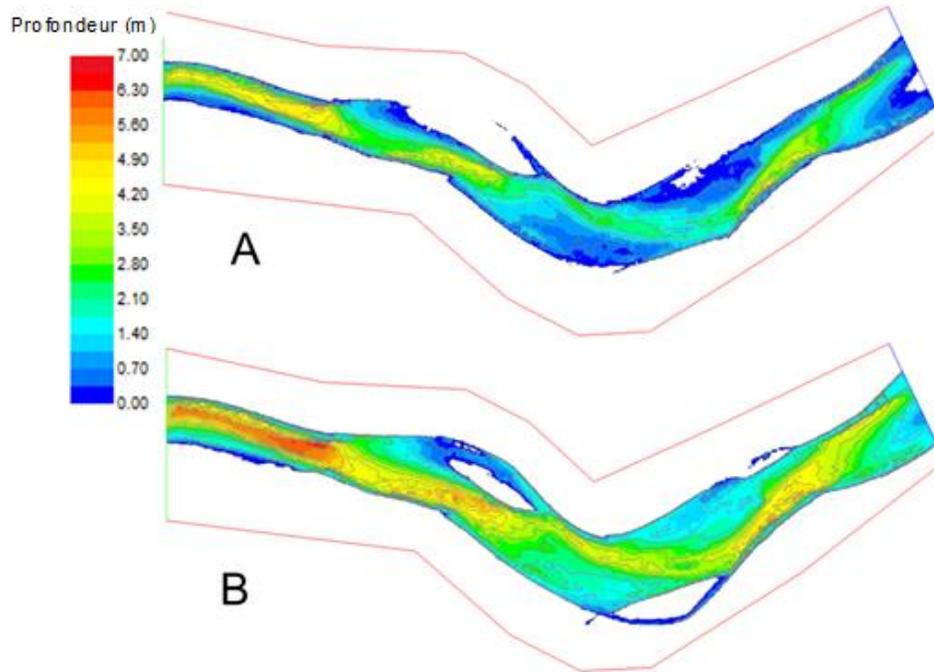


Figure 30. Profondeur de l'eau modélisée au site 2 A) à un débit de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et B) à un débit de $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

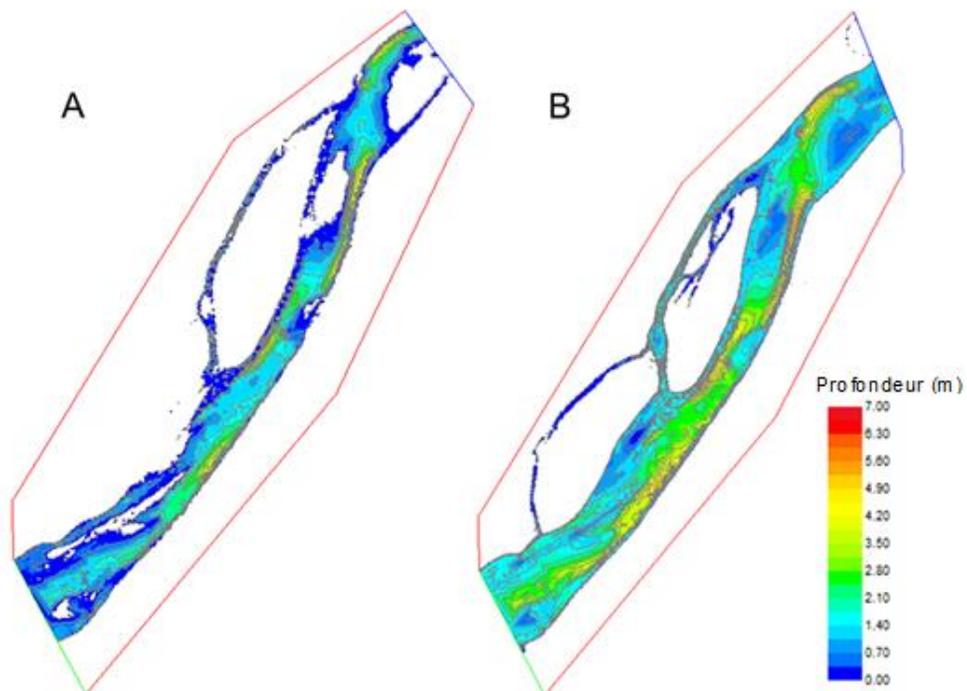


Figure 31. Profondeur de l'eau modélisée au site 3 A) à un débit de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et B) à un débit de $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

MESURES D'ATTÉNUATION DE L'ÉCHOUEMENT ET MISE EN ŒUVRE DES CONTRÔLES DE VARIATION DU DÉBIT

Comprendre comment des facteurs environnementaux et opérationnels nuisent au poisson en aval des centrales électriques à lâché d'eau lié à la demande de pointe peut améliorer les mesures d'atténuation et réduire au minimum le risque d'échouement au moyen d'une gestion améliorée. Si l'objectif consiste à éviter l'échouement du poisson, ralentir suffisamment la hausse et la baisse du niveau de l'eau lors du lâché d'eau lié à la demande de pointe pourrait permettre au poisson de migrer vers des zones sécuritaires (Schmutz *et al.* 2015, Auer *et al.* 2017, Melcher *et al.* 2017). Les mesures visant à atténuer les effets du lâché d'eau lié à la demande de pointe comprennent les réductions du taux de variation du débit au point d'évacuation de la centrale électrique dans les rivières; cette mesure a été recommandée d'après des expériences d'échouement et des simulations de modèles du biotope (Bradford *et al.* 1995, Saltveit *et al.* 2001, Halleraker *et al.* 2003, Borsanyi 2005). Dans le but de fournir des lignes directrices en matière d'activités de lâché d'eau lié à la demande de pointe, Halleraker *et al.* (2003) ont mené des expériences d'échouement avec la truite brune juvénile (0+, 1+ et 2+) à $>60 \text{ cm h}^{-1}$, 20 cm h^{-1} et $<10 \text{ cm h}^{-1}$, et ils ont conclu que les taux d'échouement durant la journée avaient diminué de plus de moitié à 20 cm h^{-1} pour les poissons de 0+, et qu'ils n'avaient pas diminué pour les poissons de 1+ et 2+. À $<10 \text{ cm h}^{-1}$, les taux d'échouement durant la journée pour les poissons de 0+ avaient diminué encore plus, soit de près de 90%. L'échouement du poisson provoqué par des taux de variation du débit de $>15 \text{ cm h}^{-1}$ est probablement responsable de la dégradation de la communauté de poissons dans les rivières des Alpes autrichiennes où l'on pratique des lâchés d'eau liés à la demande de pointe (Schmutz *et al.* 2015). Étant donné que ces études ont été réalisées sur des espèces de salmonidés d'eau froide dans des réseaux fluviaux à forte pente, les résultats ne sont pas nécessairement applicables au réseau hydrographique de la rivière Saskatchewan. En s'appuyant sur de telles enquêtes sur l'échouement, certaines centrales hydroélectriques européennes ont commencé à utiliser des schémas adaptés à chaque emplacement qui permettent de contrôler les taux de variation du débit et les moments auxquels réduire le débit ou fermer la centrale (p. ex., la centrale Dale exploitée par BKK en Norvège; Charmasson et Zinke 2010; Johnsen *et al.* 2010).

Les taux de diminution de $>10 \text{ cm h}^{-1}$ et de $>15 \text{ cm h}^{-1}$ surviennent respectivement dans une proportion de 18 % et de 10 % des débits à la station hydrométrique 05KD003 au site 1 (figure 10). Le MPO a conçu des normes de variation du débit qui assurent une protection accrue et qui varient en fonction de la saison; ces normes visent les stations hydroélectriques de la Colombie-Britannique (C.-B.) ne pratiquant pas des lâchés d'eau liés à la demande de pointe. Ces normes sont les suivantes : en période de frai, de 0 cm h^{-1} à $2,5 \text{ cm h}^{-1}$ durant la journée et de $2,5 \text{ cm h}^{-1}$ à 5 cm h^{-1} durant la nuit; en période d'élevage, de 0 cm h^{-1} à $2,5 \text{ cm h}^{-1}$ durant la journée et de 5 cm h^{-1} à 10 cm h^{-1} durant la nuit; en hiver, 0 cm h^{-1} durant la journée et de 0 cm h^{-1} à 5 cm h^{-1} durant la nuit (Cathcart 2005). De la même façon, l'État de Washington dispose de normes sur les taux de variation du débit selon la saison. Ces normes sont les suivantes : en période de frai, 0 cm h^{-1} durant la journée et de 0 cm h^{-1} à $5,1 \text{ cm h}^{-1}$ durant la nuit; en période d'élevage, de 0 cm h^{-1} à $2,5 \text{ cm h}^{-1}$ durant la journée et durant la nuit; en hiver, de 0 cm h^{-1} à $5,1 \text{ cm h}^{-1}$ durant la journée et durant la nuit (Cathcart 2005).

L'importance du taux de variation du débit pourrait dépendre fortement d'autres facteurs abiotiques, comme les tendances saisonnières et dielles d'intensité lumineuse, de température et de saison, lesquelles devraient être prises en considération lors de la mise en œuvre de stratégies d'atténuation. Les salmonidés juvéniles ont tendance à chercher refuge dans le substrat durant les heures de clarté lorsque les températures de l'eau sont plus froides, ce qui diminue leur promptitude à bouger (Saltveit *et al.* 2001). Des modèles de comportement semblables de recherche d'un refuge et d'évitement des prédateurs sont fréquents chez de

nombreux juvéniles (Magoulick et Kobza 2003). Bien que les salmonidés juvéniles ne soient pas une composante majeure de la communauté de poissons, pour EBC, une stratégie d'atténuation appropriée pourrait consister à réduire les débits durant la nuit, et plus lentement en hiver qu'en été, mais aucune information propre au site n'est disponible pour confirmer ces règles de décision.

Une étude sur l'échouement a détaillé la fréquence de l'échouement du poisson dans l'ancien chenal de la rivière juste au nord de la centrale, tant selon les saisons qu'à des débits différents, et elle a conclu qu'un débit minimal de $275 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ aurait pour effet de mouiller continuellement deux zones (la zone 3 et 80 % de la zone 4) qui ont actuellement la fréquence d'échouement la plus élevée (North/South Consultants Inc. 2010). Établir des courbes de niveau dans le chenal de cours d'eau à une élévation de 278,55 MASL pour réduire l'assèchement et relier des poches d'habitat mouillé a également été suggéré comme autre stratégie d'atténuation potentielle (North/South Consultants Inc. 2010). Les effets du taux de variation du débit sur l'échouement en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell n'ont pas été étudiés, mais ils pourraient constituer une cause importante de la mortalité directe des poissons dont l'habitat se trouve en aval de l'installation. Réduire le taux de variation du débit lorsque les débits sont de $<480 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pourrait aussi aider à diminuer l'échouement du poisson près de la centrale (North/South Consultants Inc. 2011). Viennent également appuyer cette stratégie les calculs de la zone utilisable mouillée effectués pour les sites d'étude 1, 2 et 3 (figure 13). Au-dessus de $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, le chenal submerge les berges à la plupart des sites et les pertes de zone mouillée sont minimales lorsque le débit varie (figure 13). Les débits allant de $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ à $500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ caractérisent la plupart des épisodes d'assèchement et ont probablement un risque d'échouement accru parallèle.

L'échouement du poisson survient également lorsque le déversoir est utilisé et que le canal de trop-plein (l'ancien chenal de la rivière) achemine le débit. Pour réduire l'échouement dans le canal de trop-plein, l'apport d'un débit continu pourrait éliminer le besoin de récupérer le poisson immédiatement en aval du déversoir et diminuerait probablement l'échouement sur la longueur du canal de trop-plein. Il augmenterait aussi l'habitat mouillé disponible pour les poissons en aval d'EBC.

RECRUTEMENT DE L'ESTURGEON JAUNE

L'éclosion réussie des larves de l'esturgeon jaune (*Acipenser fulvescens*) est considérée comme subordonnée à une aération suffisante au moyen d'eau oxygénée (Scott et Crossman 1973, Beamesderfer et Farr 1997). Lorsque l'assèchement et la dessiccation ultérieure des œufs se produisent durant la période d'incubation, un taux de mortalité de 100 % est présumé (Ferguson et Duckworth 1997, Caroffino *et al.* 2010). Également, des changements soudains et importants dans le débit devraient être évités, puisque ceux-ci provoquent des changements dans les vitesses de l'eau susceptibles de perturber le comportement du frai et de détacher les œufs et les embryons (Dumont *et al.* 2011). Il a été constaté que des vitesses de débit allant de $0,8 \text{ m s}^{-1}$ à $1,5 \text{ m s}^{-1}$ sont préférables pour la ponte (LaHaye *et al.* 1992, Dumont *et al.* 2011). Ces vitesses de l'eau sont atteintes dans la zone en aval d'EBC, à un débit de $\sim 600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (figure 32b). Hrenchuk (2011) a observé des vitesses de $\sim 0,1 \text{ m s}^{-1}$, de $0,3 \text{ m s}^{-1}$ et de $0,5 \text{ m s}^{-1}$ à 8 cm du substrat dans le cadre d'une étude sur le terrain et en laboratoire, et il a constaté que les vitesses de $0,3 \text{ m s}^{-1}$ et de $0,5 \text{ m s}^{-1}$ étaient toutes les deux appropriées pour une éclosion réussie, tandis que les vitesses inférieures étaient moins appropriées en raison de la sédimentation, de la prédation et de l'infection fongique. Par conséquent, les débits entraînant des vitesses de $<0,3 \text{ m s}^{-1}$ près du substrat sont potentiellement nuisibles au développement et à la survie des œufs.

Le frai de l'esturgeon jaune a été observé immédiatement en aval d'EBC en 2014 (North/South Consultants Inc. 2014). Il s'agit du seul site en aval d'EBC où le frai a fait l'objet de recherches. Afin de fournir des exemples des conditions environnementales disponibles pour le frai de l'esturgeon jaune à des débits différents, nous avons utilisé River2D pour modéliser les vitesses moyennes des colonnes d'eau au site 1 à $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (figure 32). Les vitesses de l'eau ont aussi été modélisées à 8 cm du fond au moyen de la loi de décroissance de la vitesse et de la loi du mur (Crowe *et al.* 2009) pour une vitesse de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, et dans la zone condensée à l'intérieur du tronçon où les vitesses sont de $<0,3 \text{ m s}^{-1}$ (figure 33). Un débit de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ restreint l'habitat où les vitesses de l'eau sont suffisantes et réduit potentiellement le développement des œufs et l'émergence des larves. Des débits minimaux maintenant la vitesse de l'eau à $>0,3 \text{ m s}^{-1}$, à 8 cm du substrat, devraient être envisagés pour aider au rétablissement des populations d'esturgeon jaune.

L'échantillonnage de l'esturgeon jaune juvénile a été réalisé dans la rivière Saskatchewan, entre EBC et le lac Cedar au Manitoba, pendant l'automne 2015 (North/South Consultants Inc. 2016). Dans le cadre de cet échantillonnage, l'âge de 149 poissons a été déterminé à partir du premier rayon de nageoire pectorale, et les données obtenues ont été résumées dans une analyse par cohorte (North/South Consultants Inc. 2016). Les auteurs de ce rapport ont conclu qu'en 2009, en 2011 et en 2014, les cohortes d'âge ont été particulièrement fortes, et que le débit élevé durant le frai en 2014 par exemple a pu contribuer au recrutement fructueux dans la rivière Saskatchewan en aval d'EBC. Dumont *et al.* (2011) ont aussi constaté un lien entre le débit et l'importance des classes d'âge pour cette espèce dans la rivière des Prairies au Québec. Pour approfondir cette question, nous avons examiné les données de North/South Consultants Inc. (2016) sur l'abondance des cohortes de l'esturgeon jaune en lien avec le débit quotidien moyen et le débit minimal quotidien moyen provenant du registre des débits horaires durant la période d'importance biologique 3. Les cohortes pour lesquelles l'engin de pêche a été considéré comme efficace sont celles de 2005 à 2014 (North/South Consultants Inc. 2016), donc seuls les poissons nés pendant cette période sont pris en compte dans l'analyse, et les abondances n'ont pas été ajustées pour la mortalité. Au total, 136 esturgeons jaunes sur 149 ont été associés aux cohortes de 2005 à 2014. Le débit quotidien moyen et le débit minimal quotidien moyen ont tous deux eu un effet sur l'augmentation de l'abondance des cohortes (figure 34). Une étude sur le frai de l'esturgeon jaune réalisée immédiatement en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell en 2014 a confirmé qu'il y avait eu du frai au début de la période d'importance biologique 3 au site 1 (North/South Consultants Inc. 2014). Nous avons aussi tenu compte des 14 premiers jours de la période d'importance biologique 3 et nous avons fait le même exercice de comparaison pour représenter le frai et la période du développement des œufs. Les valeurs de r^2 étaient supérieures pour les 14 premiers jours de la période d'importance biologique 3 (figure 35). Par conséquent, le débit plus élevé semble avoir un effet positif sur l'abondance des cohortes, et le frai et le développement des œufs jusqu'au stade larvaire, lequel survient surtout vers le début de la période d'importance biologique 3. Aucun lien n'a été observé avec l'importance de la cohorte et la dérive des larves et la période de dispersion, laquelle a tendance à survenir vers la fin de la période d'importance biologique 3 (figure 36). Lors des années où l'abondance de l'esturgeon jaune a été la plus élevée, en 2011 et 2014, les débits n'ont jamais été de $<1 000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ durant la période d'importance biologique 3.

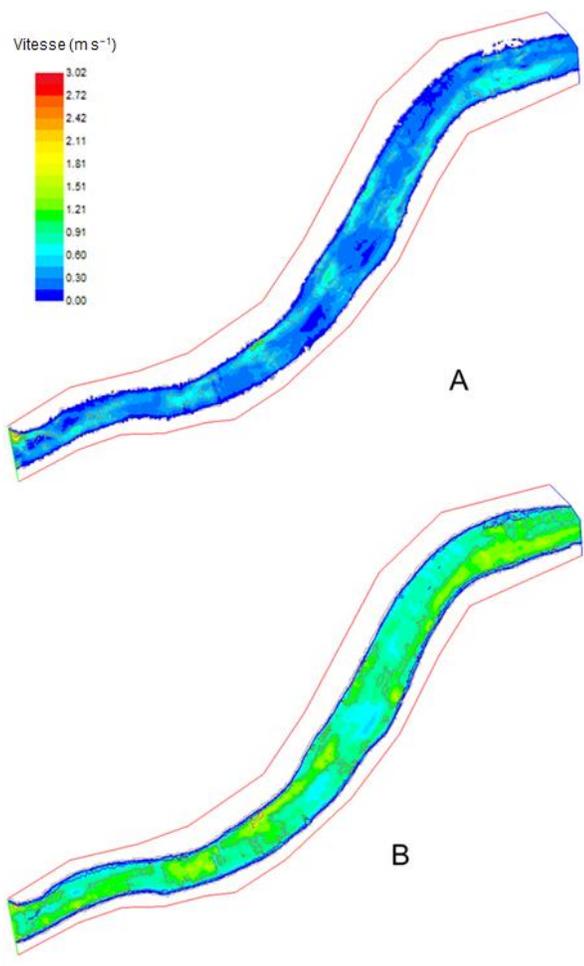


Figure 32. Vitesse moyenne de l'eau A) à un débit de $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et B) à un débit de $600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au site 1.

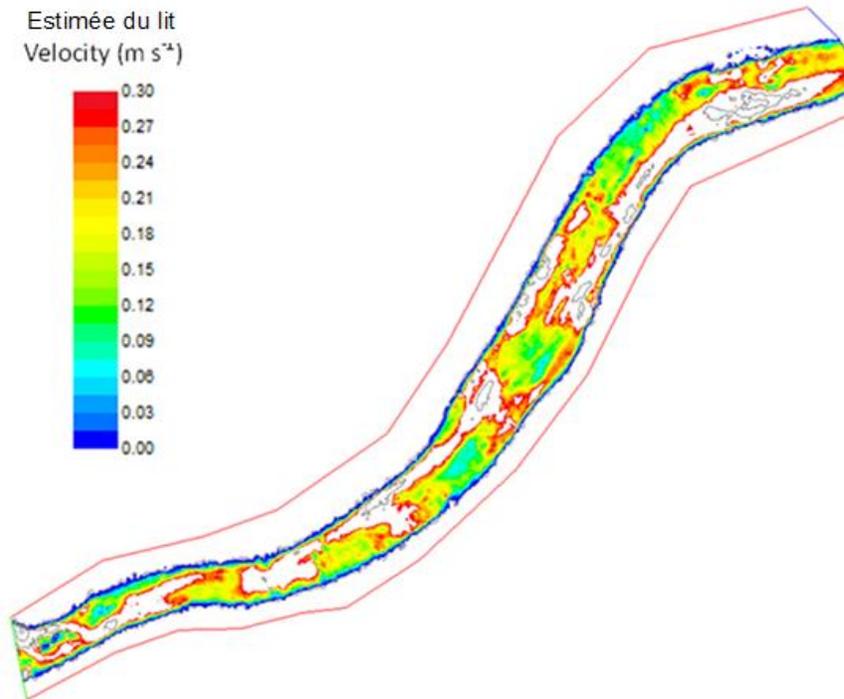


Figure 33. Vitesse de l'eau de $<0,3 m s^{-1}$, à $100 m^3 s^{-1}$, à 8 cm du fond au site 1. Les zones en blanc sont de $>0,3 m s^{-1}$.

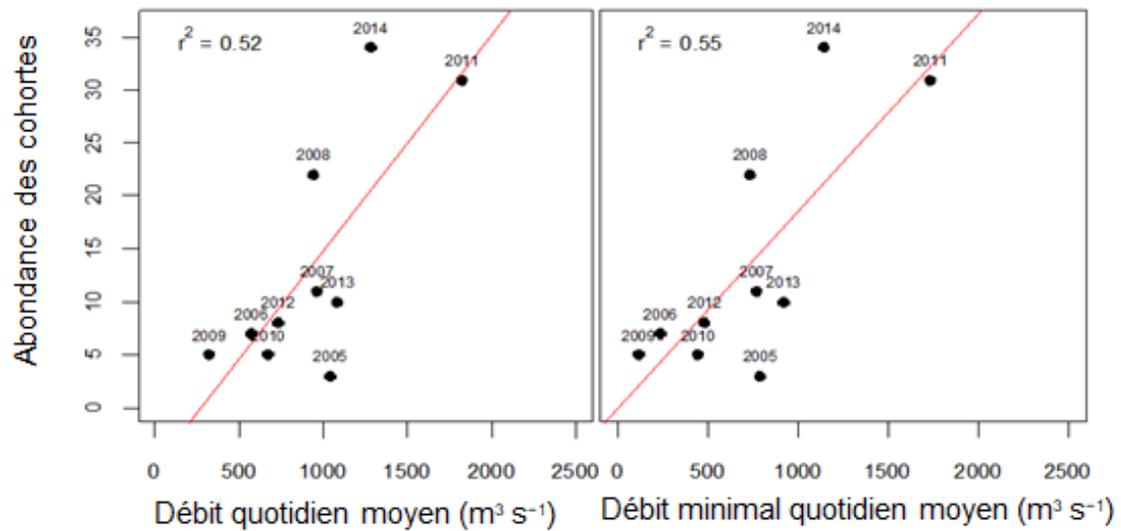


Figure 34. Lien entre le débit quotidien moyen et le débit minimal quotidien moyen et l'abondance des cohortes d'esturgeon jaune (données de North/South Consultants Inc. [2016]) durant la période d'importance biologique 3 pour 2005-2014.

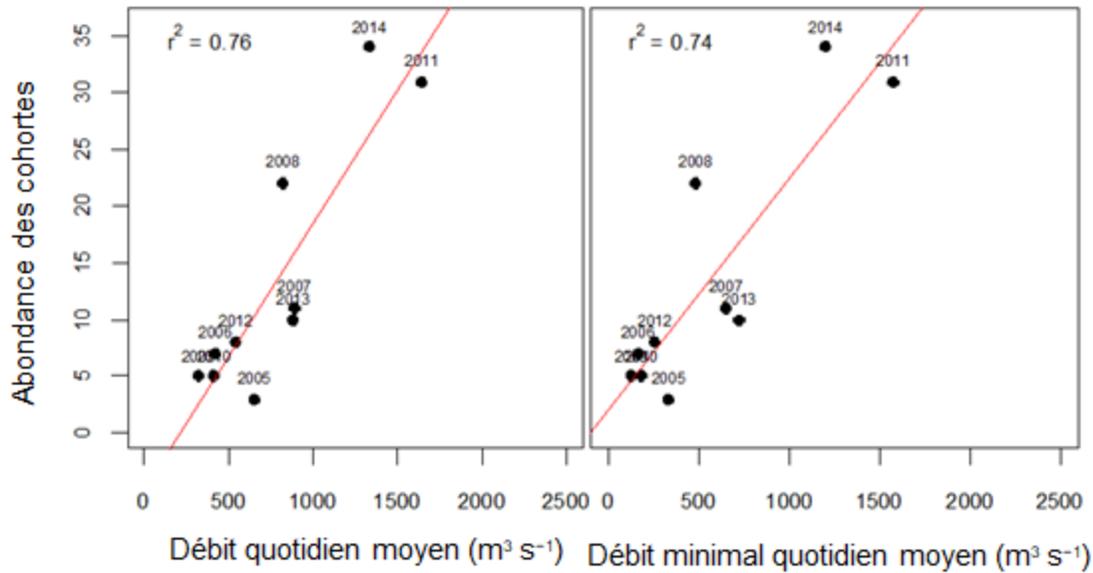


Figure 35. Coefficients de corrélation de l'abondance des cohortes d'esturgeon jaune (données de North/South Consultants Inc. [2016]) comparativement au débit quotidien moyen et au débit minimal quotidien moyen pour les 14 premiers jours de la période d'importance biologique 3 pour 2005-2014.

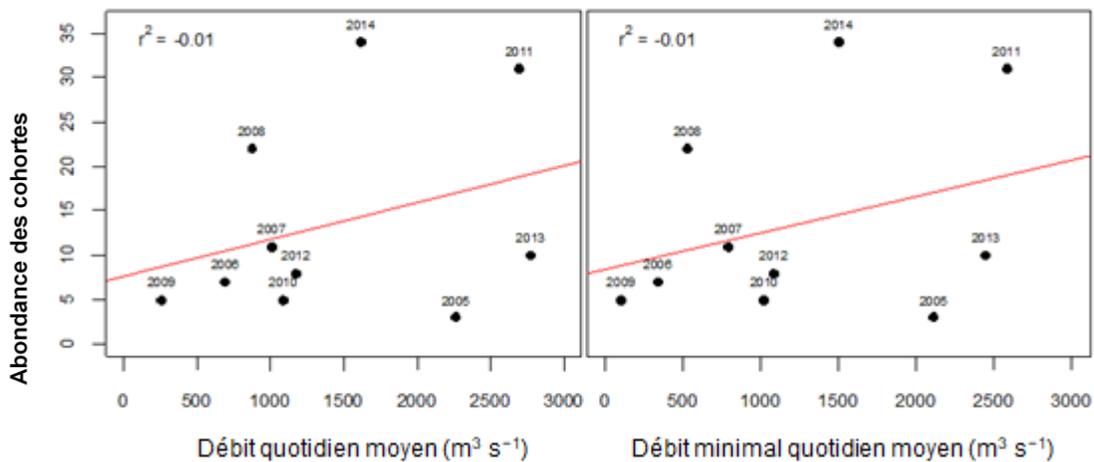


Figure 36. Coefficients de corrélation de l'abondance des cohortes d'esturgeon jaune (données de North/South Consultants Inc. [2016]) comparativement au débit quotidien moyen et au débit minimal quotidien moyen pour les 14 derniers jours de la période d'importance biologique 3 pour 2005-2014.

DÉRIVE DES LARVES D'ESTURGEON JAUNE

Les larves d'esturgeon jaune occupent généralement le substrat de gravier pour éviter la prédation durant le développement (Auer et Baker 2002, Hastings *et al.* 2013). Après l'absorption de la vésicule vitelline, les larves de poisson émergent du substrat et se dispersent en aval (LaHaye *et al.* 1992, Auer et Baker 2002, Smith et King 2005). Les larves d'esturgeon jaune dérivent généralement entre 22 h et 3 h, approximativement de 13 à 24 jours après le pic

du frai (Smith et King 2005, Dumont *et al.* 2011). Il est à noter que le moment de la journée où les larves d'esturgeon jaune se dispersent correspond aux débits horaires les plus faibles en aval d'EBC (figure 4). Par conséquent, les débits réduits durant la nuit pendant la période d'importance biologique 3 peuvent avoir un effet sur la dispersion des larves d'esturgeon jaune. Une dispersion réduite pourrait donner lieu à une mortalité directe plus élevée attribuable à la prédation ainsi qu'à une survie à long terme réduite si les larves de poisson ont une compétition intraspécifique accrue en raison de densités plus élevées occasionnées par une faible dispersion en aval. D'après le lien observé entre l'importance de la cohorte et le débit, cette question ne serait pas une préoccupation (figure 36).

CHANGEMENT DANS L'ACCÈS AUX HABITATS

EBC constitue un obstacle au déplacement en amont et restreint probablement la dispersion sécuritaire en aval des poissons à travers la centrale ou au-dessus du déversoir. Il est possible que cette situation ait eu un effet tant sur la diversité des espèces que sur la structure de l'effectif de la population (Enders *et al.* 2017). Une étude sur le mouvement du poisson, réalisée sur une période d'environ 28 mois, a conclu que des niveaux relativement élevés d'entraînement du poisson se produisent effectivement pour le doré jaune (22 %) et le grand brochet (9,1 %) dans le lac Tobin (North/South Consultants Inc. 2016). Le risque d'entraînement était au plus élevé lors de déversements; il peut être moindre durant les années de faible débit (North/South Consultants Inc. 2016). L'entraînement peut modifier la composition de la communauté de poissons tant en amont qu'en aval d'EBC.

BIOÉNERGÉTIQUE DU POISSON

Augmenter l'énergie consacrée au métabolisme par un coût accru de l'activité par suite d'un changement dans le débit pourrait avoir un effet sur la croissance et la reproduction (Clarke *et al.* 2008). Généralement, la disponibilité de la nourriture change lorsqu'il y a un changement dans le débit, ce qui a une incidence sur l'énergie disponible. Les coûts du métabolisme peuvent également varier lorsqu'il y a un changement dans les coûts de la quête de nourriture, ce qui a une incidence sur l'énergie disponible pour la croissance et la reproduction (Clarke *et al.* 2008). Le changement dans le régime de température la plupart des années retarde le frai du printemps.

L'échantillonnage effectué en 2005-2006 n'a permis d'observer aucune différence de la taille par âge des poissons prélevés en aval d'EBC et au site de référence dans le réseau, ce qui donne à penser que la croissance des poissons a suivi les mêmes rythmes (figure 23; Enders *et al.* 2017).

ÉTUDES POTENTIELLES ABORDANT LES LACUNES DANS LES CONNAISSANCES ET LES INCERTITUDES

Pour aborder certaines des autres lacunes dans les connaissances et des incertitudes liées aux effets des lâchés d'eau liés à la demande de pointe d'EBC sur le poisson et l'habitat du poisson, les études de recherche suivantes peuvent être envisagées :

- Étudier l'échouement du poisson dans les trois tronçons d'étude en aval d'EBC et plus en aval là où les changements de débit demeurent détectables, pour comprendre l'effet sur les espèces de poissons et les stades biologiques, l'habitat et les taux de variation du débit sur le risque d'échouement.
- Enquêter sur les zones de frai/d'incubation du printemps et de l'automne dans la rivière Saskatchewan en aval d'EBC, et évaluer la réussite du frai par rapport au débit.

-
- Étudier le recrutement du poisson en lien avec l'échouement en aval d'EBC de manière à comprendre pourquoi l'abondance des juvéniles est faible.
 - Les données sur le poisson recueillies en 2005 et 2006 sont représentatives en grande partie des conditions du site avant la mise en œuvre du débit minimal de $75 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, et donc l'information sur la structure de taille et d'âge de la population actuelle n'est pas connue. L'échantillonnage répété de la communauté de poissons est nécessaire pour comprendre la communauté de poissons actuelle.
 - Intégrer le savoir traditionnel pour comprendre le comportement du réseau et aider à réduire les incertitudes.
 - Étudier la dynamique des glaces en aval d'EBC de manière à déterminer si elle est préoccupante pour le poisson et l'habitat du poisson.
 - Étudier les options de restauration et de gestion des sédiments pour atténuer éventuellement l'appauvrissement en sédiments dans les tronçons en aval et le delta.

OPTIONS D'ATTÉNUATION POUR CONSERVER ET PROTÉGER LE POISSON ET L'HABITAT DU POISSON

Il faudrait envisager de libérer des débits de compensation (Bergkamp *et al.* 2000) pour le maintien des écosystèmes en aval d'EBC. Traditionnellement, les débits de compensation correspondaient au relâchement continu du débit minimal, et celui-ci devait être maintenu durant toute l'année comme exigence de débit minimal en aval d'EBC. Les organismes de réglementation ont commencé à exiger des exploitants qu'ils varient le débit de manière saisonnière pour reproduire la variation saisonnière naturelle du débit (Bergkamp *et al.* 2000) aux fins de la prise en compte des exigences à l'échelle de l'écosystème (Enders *et al.* 2009). La gestion du débit peut nécessiter de suivre le cycle hydrologique naturel, en évaluant la quantité d'eau à relâcher, le moment auquel le faire et les conditions dans lesquelles procéder (Scruton et LeDrew 1997, Bergkamp *et al.* 2000). La détermination du moment propice pour libérer des eaux de crues devrait tenir compte à la fois du poisson et de l'habitat du poisson, de même que du delta de la rivière Saskatchewan, puisque les changements dans le moment du débit de pointe peuvent modifier l'ampleur et le moment du débit dans le delta, et isoler davantage les lacs et les zones humides de la rivière Saskatchewan (Hassanzadeh *et al.* 2017). Étant donné la complexité de la gestion de l'eau en ce qui concerne les infrastructures et les territoires de compétence, il peut être nécessaire que la gestion du débit commence dans les eaux d'amont (Alberta); cette façon de faire aurait des effets sur d'autres utilisateurs en amont en Alberta et en Saskatchewan à la fois, de même qu'en amont au Manitoba.

En nous appuyant sur un examen de la littérature, des données recueillies sur place et des résultats de l'étude et des analyses réalisés, nous faisons ressortir un certain nombre d'options d'atténuation potentielles reposant sur notre compréhension actuelle du réseau hydrographique de la rivière Saskatchewan.

1. La zone utilisable mouillée change en fonction des débits et elle diffère pour les trois sites en aval d'EBC probablement en raison de différences dans la morphologie de leur chenal et dans leur pente. Pour maintenir une zone utilisable mouillée à $\geq 95 \%$ selon un débit de $700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, les débits devraient être de $300 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au site 1, de $450 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au site 2 et de $450 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ au site 3 (tableau 2).
2. Les lâchés d'eau liés à la demande de pointe entraînent des variations de débit beaucoup plus importantes en une journée que celles qui se produisent naturellement. Il est recommandé que le débit minimal durant chaque période d'importance biologique ne

soit pas inférieur au débit naturel excédant de 95 % pour le registre de débits de la période de 1912 à 1963. Les valeurs d'excédent de 95 % pour les débits quotidiens moyens avant la construction du barrage étaient de $66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, de $232 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, de $459 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et de $239 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ pour les périodes d'importance biologique 1, 2, 3 et 4, respectivement (figure 11). Les débits minimaux plus élevés lors des périodes d'importance biologique 2 et 3 permettraient de protéger les périodes de frai pour la plupart des espèces de poissons dans la rivière Saskatchewan. Réduire les lâchés d'eau pendant cette période devrait assurer la réussite de l'incubation des œufs et la dérive des larves. Les débits minimaux plus élevés auraient aussi pour effet de réduire les risques d'échouement.

3. Le calcul de la superficie utilisable pondérée a permis de déterminer que les périodes d'importance biologique 2 et 3 étaient peut-être les plus vulnérables aux changements de débit, puisque les œufs et les larves de la plupart des espèces ne peuvent se déplacer. Par exemple, la superficie utilisable pondérée maximale pour l'esturgeon jaune lors du frai au site 1, calculée au moyen des critères de qualité de l'habitat de catégorie 1, était de $450 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (tableau 6, annexe 1).
4. L'esturgeon jaune est une espèce importante sur le plan culturel. Le COSEPAC a ajouté l'esturgeon jaune de la rivière Saskatchewan à la liste des espèces en voie de disparition. L'esturgeon jaune est actuellement à l'étude en vue d'une inscription en vertu de la *Loi sur les espèces en péril*. Le rétablissement de l'esturgeon jaune pourrait profiter du maintien d'un débit minimal durant les deux premières semaines de la période d'importance biologique 3 pour maximiser la réussite éventuelle du recrutement. D'après l'analyse de l'importance de la cohorte, ce débit minimal instantané est probablement de $>500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, et les débits quotidiens moyens de $>1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (figure 35). Ces débits peuvent ne pas être possibles tous les ans, mais lors des années de précipitations abondantes, le débit devrait être géré de manière à ce que ces débits puissent se produire.
5. La diminution rapide des débits est un des facteurs augmentant le risque d'échouement du poisson. En aval d'EBC, la diminution des débits lorsqu'ils sont de $<500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ provoque les changements les plus importants dans la zone utilisable mouillée, et il a été constaté qu'ils augmentent le risque d'échouement. Il conviendrait d'étudier des règles sur les taux de diminution des débits qui limitent les changements dans le niveau de la surface de l'eau aux seuls moments où les débits sont de $<500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, afin de déterminer s'il est faisable de restreindre la diminution des débits en vue de minimiser leurs effets sur l'échouement. Des recherches spécifiques pourraient permettre de déterminer si ce seuil est adéquat; pour ce faire, des études supplémentaires sur l'échouement pourraient être menées au site d'étude ciblé par North/South Consultants Inc. (2010, 2011) ainsi que dans d'autres tronçons aux sites d'étude 1, 2 et 3 et dans des zones plus loin en aval où les modifications du débit attribuables aux lâchés d'eau liés à la demande de pointe sont mesurables.
6. L'échouement du poisson survient également lorsque les débits sont supérieurs à $1\,000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ et que le déversoir (l'ancien chenal de la rivière) est utilisé. Pour réduire l'échouement dans le déversoir, l'apport d'un débit continu au déversoir pourrait éliminer le besoin de récupérer le poisson immédiatement en aval du déversoir et après chaque déversement, et diminuerait probablement l'échouement sur toute la longueur du canal de trop-plein. Il augmenterait aussi l'habitat mouillé disponible pour les poissons en aval d'EBC. Les taux de variation du débit pour les débits du déversoir devraient aussi être pris en compte.

-
7. Refaçonner le lit de la rivière dans l'ancien chenal de la rivière afin de relier les bassins isolés et de diminuer le niveau du lit pour qu'il soit inférieur à 278,55 MASL devrait également être envisagé, de pair avec des mesures d'atténuation liées au débit, de manière à réduire l'échouement dans cette zone distincte.
 8. Un débit de $>1\ 000\ \text{m}^3\ \text{s}^{-1}$ en aval d'EBC devrait assurer une inondation et une connectivité supplémentaires dans le delta de la rivière Saskatchewan (Sagin *et al.* 2015) et le potentiel d'augmenter la productivité des pêches. Cela aurait pour effet de relier les eaux dormantes et les chenaux latéraux dans la partie supérieure du delta, ce qui créerait un habitat saisonnier supplémentaire pour l'esturgeon juvénile et d'autres espèces. En outre, cela pourrait favoriser le recrutement de l'esturgeon jaune. Une gestion de l'hydrographie permettant des « crues » prescrites lors de la période d'importance biologique 2 ou 3 serait aussi bénéfique pour tout le réseau hydrographique en aval, du point de vue de l'écologie et de la géomorphologie.
 9. Afin de minimiser l'influence de la variabilité environnementale sur la production du poisson comme sur la production d'énergie, les dates adoptées pour les valeurs de débit minimal recommandées pourraient être revues pour chaque période d'importance biologique en fonction des températures de l'eau quotidiennes moyennes qui correspondent aux périodes de frai connues des espèces de poissons.
 10. Étant donné que le débit annuel est variable, la souplesse dans le débit minimal pourrait être revue à la baisse ou à la hausse selon les conditions de l'année. L'adoption d'une approche basée sur les pourcentages aux termes de laquelle un pourcentage du débit du lac Tobin pourrait être utilisé pour définir une valeur variable de débit minimal pourrait être envisagée. Ce pourcentage pourrait être défini avec précision pour chaque période d'importance biologique de manière à assurer une protection plus ou moins grande et il tiendrait compte de la variation annuelle dans l'hydrographie. Une règle éventuelle sur les taux de variation du débit devrait demeurer inchangée, quel que soit le débit quotidien disponible.

REMERCIEMENTS

SaskPower, Saskatchewan Security Authority, Saskatchewan Environment, programme de protection des pêches de Pêches et Océans Canada – district de la Saskatchewan, Rick Courtney, Akira Watanabe, Yee-Chung Jin, faculté de génie de l'Université de Regina. Adam Batty, Dave Boguski, Shawna Kjartanson, Mark Lowdon, Elliot Macdonald et Cathy Munro, qui ont aidé à la collecte des données. Bill Franzin a aidé à concevoir et à gérer l'étude originale du MPO. Vincent Harper, Jackie Lukey, Darcy Lightle et Rob Wallace, qui ont formulé de précieux commentaires sur des versions antérieures de l'étude du MPO. Mike Bradford et Tim Jardine, dont les relectures ont considérablement amélioré le document de recherche actuel. Tyana Rudolfson, qui a préparé de nombreuses figures et a relu ce document.

RÉFÉRENCES CITÉES

Auer, N.A., and Baker, E.A. 2002. Duration and drift of larval lake sturgeon in the Sturgeon River, Michigan. *J. Appl. Ichthyol.* 18(4–6): 557–564. doi:10.1046/j.1439-0426.2002.00393.x.

-
- Auer, S., Zeiringer, B., Führer, S., Tonolla, D., and Schmutz, S. 2017. Effects of river bank heterogeneity and time of day on drift and stranding of juvenile European grayling (*Thymallus thymallus* L.) caused by hydropeaking. *Sci. Total Environ.* 575: 1515–1521. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.029.
- Baschuk, M.S., Koper, N., Wrubleski, D.A., and Goldsborough, G. 2012. Effects of water depth, cover and food resources on habitat use of marsh birds and waterfowl in boreal wetlands of Manitoba, Canada. *Waterbirds* 35(1): 44–55. doi:10.1675/063.035.0105.
- Bayley, P.B. 1995. Understanding large river-floodplain ecosystems: Significant economic advantages and increased biodiversity and stability would result from restoration of impaired systems. *Bioscience* 45(3): 153–158.
- Beamesderfer, R.C.P., and Farr, R.A. 1997. Alternatives for the protection and restoration of sturgeons and their habitat. *Environ. Biol. Fishes* 48: 407–417. doi:10.1023/a:1007310916515.
- Bergkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., and Mcneely, J. 2000. Dams, ecosystem functions and environmental restoration. *World Com. Dams Themat. Rev. Environ. Issues II.* 200 pp.
- Boles, G.L. 1981. Macroinvertebrate colonization of replacement substrate below a hypolimnial release reservoir. *Hydrobiologia* 78(2): 133–146. doi:10.1007/BF00007587.
- Boon, P.J. 1987. The influence of kielder water on trichopteran (Caddisfly) populations in the river North Tyne (Northern England). *Regul. Rivers Res. Manag.* 1(2): 95–109. doi:10.1002/rrr.3450010202.
- Borsanyi, P. 2005. A classification method for scaling river biotopes for assessing hydropower regulation impacts. PhD thesis, Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norway.
- Bovee, K.D. 1982. A guide to stream habitat analysis using the Instream Flow Incremental Methodology. In *Instream Flow Information Paper 12*. U.S.D.I. Fish and Wildlife Service, Office of Biological Services. FWS/OBS-82/26.
- Bovee, K.D. 1986. Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology. In *Instream flow information paper No. 21*. National Ecology Center Division of Fish and Wildlife and Contaminant Research U.S. Department of the Interior. Washington, D.C. 20240 86 (7).
- Bradford, M.J. 1997. An experimental study of stranding of juvenile salmonids on gravel bars and in side channels during rapid flow decreases. *Regul. Rivers Res. Manag.* 13(5): 395–401. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199709/10)13:5<395::AID-RRR464>3.0.CO;2-L.
- Bradford, M.J., Taylor, G.C., and Allan, J.A. 1995. An experimental study of the stranding of juvenile coho salmon and rainbow trout during rapid flow decreases under winter conditions. *North Am. J. Fish. Manag.* 15: 473–479.
- Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M., and Silveri, L. 2009. Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). *Ann. Limnol. - Int. J. Limnol.* 45(3): 157–170. doi:10.1051/limn/2009018.
- CCME [Canadian Council of Ministers of the Environment]. 1999. [Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Dissolved gas supersaturation](#). In *Canadian environmental quality guidelines, 1999*, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg, MB.

-
- Caroffino, D.C., Sutton, T.M., Elliott, R.F., and Donofrio, M.C. 2010. Early life stage mortality rates of Lake Sturgeon in the Peshtigo River, Wisconsin. *North Am. J. Fish. Manag.* 30(1): 295–304. doi:10.1577/M09-082.1.
- Casado, C., Garcia De Jalon, D., Del Olmo, C.M., Barcelo, E., and Menes, F. 1989. The effect of an irrigation and hyroelectric reservoir on its downstream communities. *Regul. Rivers - Res. Manag.* 4(3): 275–284.
- Casas-Mulet, R., Alfredsen, K.T., and Killingtveit, A. 2014. Modelling of environmental flow options for optimal Atlantic salmon, *Salmo salar*, embryo survival during hydropeaking. *Fish. Manag. Ecol.* 21(6): 480–490. doi:10.1111/fme.12097.
- Cathcart, J. 2005. Fisheries and Oceans Canada flow ramping study: Study of flow ramping rates for hydropower developments. Consultant Report. Prepared by Knight Piesold Ltd. for Fisheries and Oceans Canada. (ref. No. Va103-79/2-1). 50 pp.
- Charmasson, J., and Zinke, P. 2010 Mitigation measures against hydropeaking effects - A literature review. Sintef Report TR A7192. 51 pp.
- Clarke, K.D., Pratt, T.C., Randall, R.G., Scruton, D.A., and Smokorowski, K.E. 2008. Validation of the Flow Management Pathway : Effects of altered flow on fish habitat and fishes downstream from a hydropower dam. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2784: vi + 111 pp.
- Conley, D.J., Stålnacke, P., Pitkänen, H., and Wilander, A. 2000. The transport and retention of dissolved silicate by rivers in Sweden and Finland. *Limnol. Oceanogr.* 45(8): 1850–1853. doi:10.4319/lo.2000.45.8.1850.
- Connor, E.J., and Pflug, D.E. 2004. Changes in the distribution and density of Pink, Chum, and Chinook Salmon spawning in the upper Skagit River in response to flow management measures. *North Am. J. Fish. Manag.* 24(3): 835–852. doi:10.1577/M03-066.1.
- Crowe, C.T., Elger, D.F., Williams, B.C., and Roberson, J.A. 2009. *Engineering fluid mechanics.* John Willey and Sons. 668 pp.
- Cushman, R.M. 1985. Review of ecological effects of rapidly varying flows downstream from hydroelectric facilities. *North Am. J. Fish. Manag.* 5(3): 330–339. doi:10.1577/1548-8659(1985)5<330:ROEEOR>2.0.CO;2.
- Dumont, P., D'Amours, J., Thibodeau, S., Dubuc, N., Verdon, R., Garceau, S., Bilodeau, P., Mailhot, Y., and Fortin, R. 2011. Effects of the development of a newly created spawning ground in the Des Prairies River (Quebec, Canada) on the reproductive success of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*). *J. Appl. Ichthyol.* 27(2): 394–404. doi:10.1111/j.1439-0426.2011.01718.x.
- Enders, E.C., Clarke, K.D., and Scruton, D.A. 2009. The “Natural Flow Paradigm” and Atlantic Salmon – moving from concept to practice. *River Res. Appl.* 25(1): 2–15.
- Enders, E.C., Watkinson, D.A., Ghamry, H., Mills, K.H., and Franzin, W.G. 2017. Fish age and size distributions and species composition in a large, hydropeaking Prairie River. *River Res. Appl.* 33(8): 1246–1256. doi:10.1002/rra.3173.
- Ferguson, M.M., and Duckworth, G.A. 1997. The status and distribution of lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, in the Canadian provinces of Manitoba, Ontario and Quebec: a genetic perspective. *Environ. Biol. Fishes* 48(1–4): 299–309. doi:10.1023/A:1007367818353.
-

-
- Flodmark, L.E.W., Urke, H.A., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J. V., Vøllestad, L.A., and Poléo, A.B.S. 2002. Cortisol and glucose responses in juvenile brown trout subjected to a fluctuating flow regime in an artificial stream. *J. Fish Biol.* 60(1): 238–248. doi:10.1006/jfbi.2001.1845.
- Forseth, T., and Jonsson, B. 2017. The growth and food ration of piscivorous Brown Trout (*Salmo trutta*). *Funct. Ecol.* 8(2): 171–177.
- Friedl, G., and Wüest, A. 2002. Disrupting biogeochemical cycles - Consequences of damming. *Aquat. Sci. Across Boundaries* 64: 55–65. doi:10.15-1621/02/010055-11.
- Ghanem, A., Steffler, P.M., Hicks, F.E., and Katopodis, C. 1995. Two-dimensional finite element modeling of flow in aquatic habitat. Technical Report, Water Resources Engineering Report No. 95-S1, Department of Civil Engineering, University of Alberta. 122 p. doi.org/10.7939/R3VH5CS4G
- Ghanem, A., Steffler, P.M., Hicks, F.E., and Katopodis, C. 1996. Two-dimensional simulation of physical habitat conditions in flowing streams. *Regul. Rivers Res. Manag.* 12: 185–200.
- Green, D.J., Duffy, M., Janz, D.M., McCullum, K., Carrière, G., and Jardine, T.D. 2016. Historical and contemporary patterns of mercury in a hydroelectric reservoir and downstream fishery: Concentration decline in water and fishes. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 71(2): 157–170. doi:10.1007/s00244-016-0287-3.
- Halleraker, J.H., Saltveit, S.J., Harby, A., Arnekleiv, J. V., Fjeldstad, H., and Kohler, B. 2003. Factors influencing stranding of wild juvenile brown trout (*Salmo trutta*) during rapid and frequent flow decreases in an artificial stream. *River Res. Applic.* 19: 589–603. doi:10.1002/rra.752.
- Hassanzadeh, E., Elshorbagy, A., Nazemi, A., Jardine, T.D., Wheeler, H., and Lindenschmidt, K.E. 2017. The ecohydrological vulnerability of a large inland delta to changing regional streamflows and upstream irrigation expansion. *Ecohydrology* 10(4): 1–17. doi:10.1002/eco.1824.
- Hastings, R.P., Bauman, J.M., Baker, E.A., and Scribner, K.T. 2013. Post-hatch dispersal of lake sturgeon (*Acipenser fulvescens*, Rafinesque, 1817) yolk-sac larvae in relation to substrate in an artificial stream. *J. Appl. Ichthyol.* 29(6): 1208–1213. doi:10.1111/jai.12273.
- Hauer, C., Holzapfel, P., Leitner, P., and Graf, W. 2017. Longitudinal assessment of hydropeaking impacts on various scales for an improved process understanding and the design of mitigation measures. *Sci. Total Environ.* 575: 1503–1514. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.031.
- Heggberget, T.G. 1984. Effect of supersaturated water on fish in the River Nidelva, southern Norway. *J. Fish Biol.* 24(1): 65–74. doi:10.1111/j.1095-8649.1984.tb04777.x.
- Heggberget, T.G. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic Salmon (*Salmo salar*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 845–849.
- Hembrel, B., Arnekleiv, J. V., and L’Abee-Lund, J.H. 2001. Effects of water discharge and temperature on the seaward migration of anadromous brown trout, *Salmo trutta*, smolts. *Ecol. Freshw. Fish* 10(1): 61–64. doi:10.1111/j.1600-0633.2001.tb00195.x.
- Hoffarth, P. 2004. Evaluation of juvenile Chinook salmon entrapment in the Hanford River, Reach of the Columbia River. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, WA. 56 pp.

-
- Hrenchuk, C.L. 2011. Influences of water velocity and hydropower operations on spawning site choice and recruitment success of lake sturgeon, *Acipenser fulvescens*, in the Winnipeg River. MSc thesis, University of Winnipeg, Winnipeg.
- Hunter, M.A. 1992. Hydropower flow fluctuations and salmonids: a review of the biological effects, mechanical causes, and options for mitigation. State of Washington, Department of Fisheries. Technical Report No.119: iv + 46 p.
- Johnsen, B.O., Arnekleiv, J.V., Asplin, L., Barlaup B.T., Næsje, T.F., Rosseland, B.O., and Saltveit, J.S. 2010. Effekter av vassdragsregulering på villaks. Kunnskapsserien for laks og vannmiljø 3, Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., and Sparks, R.E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106(1): 110–127. doi:10.1371/journal.pone.0028909.
- Kinsolving, A.D., and Bain, M.B. 1993. Fish assemblage recovery along a riverine disturbances gradient. *Ecol. Appl.* 3(3): 531–544.
- Kondolf, G.M., Gao, Y., Annandale, G.W. Morris, G.L., Jiang, E., Zhang, J., Cao, Y., Carling, P., Fu, K., Guo, Q., Hotchkiss, R., Peteuil, C., Sumi, T., Wang, H.W., Wang, Z., Wei, Z., Wu, B., Wu, C., and Yang, C.T. 2014. Sustainable sediment management in reservoirs and regulated rivers: Experiences from five continents. *Earth's Fut.* 2, 256–280, doi:10.1002/2013EF000184.
- LaHaye, M., Branchaud, A., Gendron, M., Verdon, R., and Fortin, R. 1992. Reproduction, early life history, and characteristics of the spawning grounds of the near Montreal, Quebec. *Can. J. Zool.* 70: 1681–1689.
- Lutz, D.S. 1995. Gas supersaturation and gas bubble trauma in fish downstream from a Midwestern Reservoir. *Trans. Am. Fish. Soc.* 124(3): 423–436. doi:10.1577/1548-8659.
- Macdonald, J.R., and Hyatt, R.A. 1973. Supersaturation of nitrogen in water during passage through hydroelectric turbines at Mactaquac Dam. *J. Fish. Res. Board Canada* 30(9): 1392–1394. doi:10.1139/f73-226.
- MacKinnon, B.D., Sagin, J., Baulch, H.M., Lindenschmidt, K.-E., and Jardine, T.D. 2016. Influence of hydrological connectivity on winter limnology in floodplain lakes of the Saskatchewan River Delta, Saskatchewan. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 73(1): 140–152. doi:10.1139/cjfas-2015-0210.
- Magoulick, D., and Kobza, R.M. 2003. The role of refugia for fishes during drought: a review and synthesis. *Freshw. Biol.* 48(7): 1186–1198. doi:10.1046/j.1365-2427.2003.01089.x.
- Melcher, A.H., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Humer, N., Schmutz, S., Zeiringer, B., and Webb, J.A. 2017. Drawing together multiple lines of evidence from assessment studies of hydropeaking pressures in impacted rivers. *Freshw. Sci.* 36(1): 220–230. doi:10.1086/690295.
- Mihalicz, J.E. 2018. Effects of hydropeaking dam on river health and benthic macroinvertebrate secondary production in a Northern Great Plains river. PhD Thesis. University of Saskatchewan, Saskatoon, SK, Canada. 82 pp.
- Mills, C.A., and Mann, R.H.K. 1985. Environmentally-induced fluctuations in year-class strength and their implications for management. *J. Fish Biol.* 27: 209–226. doi:10.1111/j.1095-8649.1985.tb03243.x.
-

-
- Mills, K.H., and Beamish, R.J. 1980. Comparison of fin-ray and scale age determinations for lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) and their implications for estimates of growth and survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 534–544. doi:10.1139/f80-068.
- Moog, O. 1993. Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regul. Riv. Res. Manag.* 8: 5–14.
- Moore, K.M.S., and Stanley, V. 1988. Summer habitat utilization and ecology of Cutthroat Trout fry (*Salmo clarki*) in Cascade Mountain streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45: 1921–1930.
- MPO. 2013. [Cadre d'évaluation des exigences relatives au débit écologique nécessaire pour soutenir les pêches au Canada](#). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis. sci. 2013/017.
- Muldoon, B. 2012. A literature review of total dissolved gas supersaturation and its effects to fisheries with a case study of the South Saskatchewan River. *In: Toxicology 480 Research Project*.
- Nagrodski, A., Raby, G.D., Hasler, C.T., Taylor, M.K., and Cooke, S.J. 2012. Fish stranding in freshwater systems: Sources, consequences, and mitigation. *J. Environ. Manage.* 103: 133–141. doi:10.1016/j.jenvman.2012.03.007.
- North/South Consultants Inc. 2010. Assessment of fish stranding effects at E. B. Campbell Hydroelectric Station. Technical Report, 219 pp.
- North/South Consultants Inc. 2011. Assessment of fish stranding downstream of the E. B. Campbell hydroelectric station during the Cisco spawning period, Fall 2010. Technical Report, 61 pp.
- North/South Consultants Inc. 2014. Lake Sturgeon spawning studies in the Saskatchewan River in the vicinity of the Nipawin and E. B. Campbell Hydroelectric Generating Stations, Spring 2014. Technical Report, 46 pp.
- North/South Consultants Inc. 2016. Summary report of fisheries and aquatic research associated with the operation of E. B. Campbell Hydroelectric Station. Technical Report, 19 pp.
- Poff, N.L., Allan, J.D., Bain, M.B., and Karr, J.. R. 1997. [The natural flow regime](#). *Bioscience* 47(11): 769–784.
- Rader, R.B., and Ward, J. V. 1990. Influence of regulation on environmental conditions and the macroinvertebrate community in the upper Colorado River. *Regul. Riv. Res. Manag.* 2: 597–618. doi:10.1002/2015WR017963.
- Ruggles, C.P., and Murray, D.G. 1983. A review of fish response to spillways. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 1172, 29 pp.
- Sagin, J., Sizo, A., Wheeler, H., Jardine, T.D., and Lindenschmidt, K.E. 2015. A water coverage extraction approach to track inundation in the Saskatchewan River Delta, Canada. *Int. J. Remote Sens.* 36(3): 764–781. doi:10.1080/01431161.2014.1001084.
- Saltveit, S.J., Halleraker, J.H., Arnekleiv, J. V., and Harby, A. 2001. Field experiments on stranding in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regul. Riv. Res. Manag.* 17(45): 609–622. doi:10.1002/rrr.652.abs.
- Schmutz, S., Bakken, T.H., Friedrich, T., Greimel, F., Harby, A., Jungwirth, M., Melcher, A.H., Unfer, G., and Zeiringer, B. 2015. Response of fish communities to hydrological and morphological alterations in hydropeaking rivers of Austria. *Riv. Res. Appl.* 31(8): 919–930. doi:10.1002/rra.2795.
-

-
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. Lake Sturgeon - Freshwater fishes of Canada. Fish. Res. Board Canada Bull. 184: 82–89.
- Scruton, D.A., and LeDrew, L.J. 1997. A retrospective assessment of the flow regulation of the West Salmon River, Newfoundland, Canada. Fish. Manag. Ecol. 4(6): 467–480. doi:10.1046/j.1365-2400.1997.t01-1-00099.x.
- Sinokrot, B.A., and Gulliver, J.S. 2000. In-stream flow impact on river water temperatures. J. Hydraul. Res. 38(5): 339–349. doi:10.1080/00221680009498315.
- Smith, K.M., and King, D.K. 2005. Dynamics and extent of larval lake sturgeon *Acipenser fulvescens* drift in the Upper Black River, Michigan. J. Appl. Ichthyol. 21(3): 161–168. doi:10.1111/j.1439-0426.2005.00623.x.
- Smith, N.D., Morozova, G.S., Pérez-Arlucea, M., and Gibling, M.R. 2016. Dam-induced and natural channel changes in the Saskatchewan River below the E.B. Campbell Dam, Canada. Geomorphology 269: 186–202. doi:10.1016/j.geomorph.2016.06.041.
- Smokorowski, K.E., Metcalfe, R.A., Finucan, S.D., Jones, N., Marty, J., Power, M., Pyrce, R.S., and Steele, R. 2011. Ecosystem level assessment of environmentally based flow restrictions for maintaining ecosystem integrity: a comparison of a modified peaking versus unaltered river. Ecohydrology 4: 791–806.
- St. Jacques, J.-M., Sauchyn, D.J., and Zhao, Y. 2010. Northern Rocky Mountain streamflow records: Global warming trends, human impacts or natural variability? Geophys. Res. Lett. 37(6): n/a-n/a. doi:10.1029/2009GL042045.
- Steele, R.J., and Smokorowski, K.E. 2000. Review of literature related to the downstream ecological effects of hydroelectric power generation. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2334, v + 55 pp.
- Sturges, H.A. 1926. The choice of a class interval. J. Am. Stat. Assoc. 21(153): 65–66. doi:10.1080/01621459.1926.10502161.
- Tonello, M.A., and Nuhfer, A.J. 2004. Manistee River Hodenpyl Dam to Red Bridge. Michigan Department of Natural Resources Status of the Fishery Resource Report. Status of the Fishery Resource Report No. 2004-2: 22 p.
- Tuhtan, J.A., Noack, M., and Wieprecht, S. 2012. Estimating stranding risk due to hydropeaking for juvenile European grayling considering river morphology. KSCE J. Civ. Eng. 16(2): 197–206. doi:10.1007/s12205-012-0002-5.
- Valentin, S., Wasson, J.G., and Philippe, M. 1995. Effects of hydropower peaking on epilithon and invertebrate community trophic structure. Regul. Riv. Res. Manag. 10(2–4): 105–119. doi:10.1002/rrr.3450100207.
- van de Wolfshaar, K.E., Middelkoop, H., Addink, E., Winter, H. V., and Nagelkerke, L.A.J. 2011. Linking flow regime, floodplain lake connectivity and fish catch in a large river-floodplain system, the Volga-Akhtuba Floodplain (Russian Federation). Ecosystems 14(6): 920–934. doi:10.1007/s10021-011-9457-3.
- Ward, J. V, Tockner, K., and Schiemer, F. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: ecotones and connectivity. Regul. Riv. Res. Manag. 15(1–3): 125–139. doi:10.1002/(SICI)1099-1646(199901/06)15:1/3<125::AID-RRR523>3.0.CO;2-E.
- Webb, B.W., and Walling, D.E. 1993. Temporal variability in the impact of river regulation on thermal regime and some biological implications. Freshw. Biol. 29(1): 167–182. doi:10.1111/j.1365-2427.1993.tb00752.x.
-

-
- Weitkamp, D.E., and Katz, M. 1980. A review of dissolved gas supersaturation literature. *Trans. Am. Fish. Soc.* 109(6): 659–702. doi:10.1577/1548-8659(1980)109<659:ARODGS>2.0.CO;2.
- Weitkamp, D.E., Sullivan, R.D., Swant, T., and DosSantos, J. 2003. Gas bubble disease in resident fish of the Lower Clark Fork River. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132(5): 865–876. doi:10.1577/T02-026.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems*. Academic Press. 1006 pp.

ANNEXE 1 : RÉSULTATS DE L'ATELIER QUI S'EST TENU À PRINCE ALBERT EN SASKATCHEWAN (DU 7 AU 9 NOVEMBRE 2005) EN VUE D'ÉTABLIR DES CRITÈRES DE QUALITÉ DE L'HABITAT POUR LES POISSONS DANS LA RIVIÈRE SASKATCHEWAN EN AVAL DE LA STATION HYDROÉLECTRIQUE E.B. CAMPBELL.

INTRODUCTION

L'un des objectifs du comité directeur de la station hydroélectrique E.B. Campbell était de déterminer le lien entre le débit et l'habitat pour la rivière Saskatchewan en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell (EBC). Dans le cadre de ce processus, un atelier de modélisation de l'habitat du poisson a été organisé pour déterminer comment les diverses espèces de poissons utilisent l'habitat dans la rivière Saskatchewan. Un groupe de spécialistes composé de pêcheurs, de biologistes et d'ingénieurs locaux a été constitué pour participer à cet atelier. Cette annexe présente le sommaire des discussions tenues lors de l'atelier.

Aux fins de l'atelier sur la qualité de l'habitat, les expressions « conseils des pêcheurs » et « savoir traditionnel » ont été utilisées, puisque le processus adéquat pour la consultation des Premières Nations n'a pas été suivi. Au besoin, des méthodes pratiques pourraient être mises en œuvre pour recueillir les connaissances orales des anciens et d'autres participants dans l'avenir. Les participants à l'atelier étaient : Marcy Bast (SaskPower), Debbie Nielsen (SaskPower), Rick Courtney (MPO), Terry Dick (Université du Manitoba), Bill Franzin (MPO), Chris Katopodis (MPO), Rob Wallace (Saskatchewan Environment), Doug Watkinson (MPO), Dave Evans (MPO), Darcy Lightle (MPO), Murray Koob (Saskatchewan Environment), Akira Watanabe (Université de Regina), Dan Beveridge (Saskatchewan Water Security Agency), Lennard Morin (Première Nation de Cumberland House), Robert McAuley (Première Nation de Cumberland House), John Carriere (Première Nation de Cumberland House), Naomi Carriere (Première Nation de Cumberland House), Barry Carriere (Première Nation de Cumberland House) et Angus McKenzie (Première Nation de Cumberland House).

Durant l'atelier sur la qualité de l'habitat, des préoccupations ont été soulevées au sujet des limites sur l'étendue de la zone d'étude jusqu'au tronçon en aval d'EBC, et à propos de la possibilité que les effets de l'exploitation du barrage sur le delta de la rivière Saskatchewan puissent ne pas avoir été relevés dans le cadre de l'étude sur le terrain menée par le MPO de 2005 à 2007. Par conséquent, un comité chargé d'étudier les enjeux, constitué de représentants du MPO, de SaskPower, de la Saskatchewan Water Security Agency et de Saskatchewan Environment, a été créé pour aborder les préoccupations futures, au besoin. Aux fins de l'atelier sur la qualité de l'habitat, il a été décidé de se concentrer exclusivement sur la ZONE D'ETUDE ACTUELLE EN AVAL D'EBC.

OBSERVATIONS GÉNÉRALES/SUJETS DE DISCUSSION

- Un changement dans la population des invertébrés a été observé. Particulièrement, les éphémères communes *Hexagenia* et *Ephoron* ont diminué au cours des dernières années.
- La prédation accrue des palourdes et des écrevisses par la loutre de rivière (*Lontra canadensis*) a donné lieu à une compétition avec l'esturgeon jaune pour la nourriture.
- Le nombre de pélicans blancs (*Pelecanus onocrotalus*) et de cormorans à aigrettes (*Phalacrocorax auritus*) augmente et les oiseaux arrivent plus tôt chaque saison.

- Le peu d'information notée sur les stades biologiques des juvéniles pour toutes les espèces donne à penser que la pêche électrique avec des appareils portatifs/la pêche à la senne devrait être utilisée à l'avenir pour recueillir plus d'information.
- L'importance des remous a été soulignée pour le poisson sédentaire. L'idée de déterminer le nombre de remous et leur taille à des débits différents a été débattue.

HYPOTHESES

Onze hypothèses ont été utilisées pour orienter l'établissement des courbes de qualité de l'habitat aux fins d'une évaluation du débit minimal requis sur la rivière Athabasca et dans le bassin de la rivière Saskatchewan Sud (voir Clipperton *et al.* 2003 pour des précisions). Les 11 hypothèses suivantes ont été présentées au groupe par Rick Courtney :

1. Des diagrammes à lignes droites relativement simples (par rapport à des diagrammes à courbes lisses) ont été utilisés pour décrire la qualité de l'habitat.

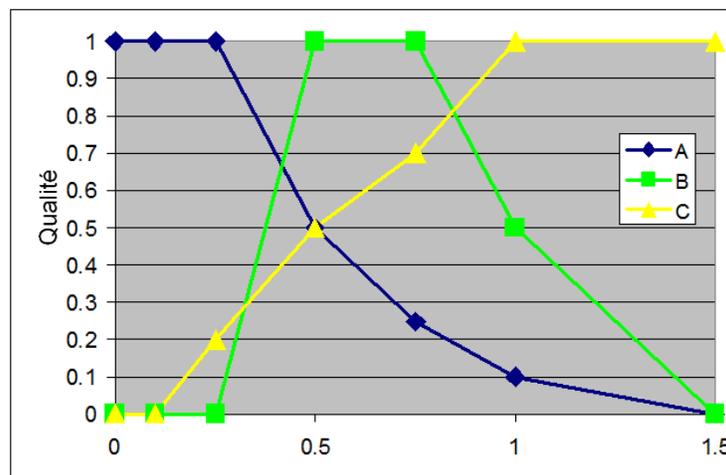


Figure A1.1. Représentation graphique à lignes droites simples décrivant la qualité de l'habitat.

2. Chaque courbe comporte un seul sommet.

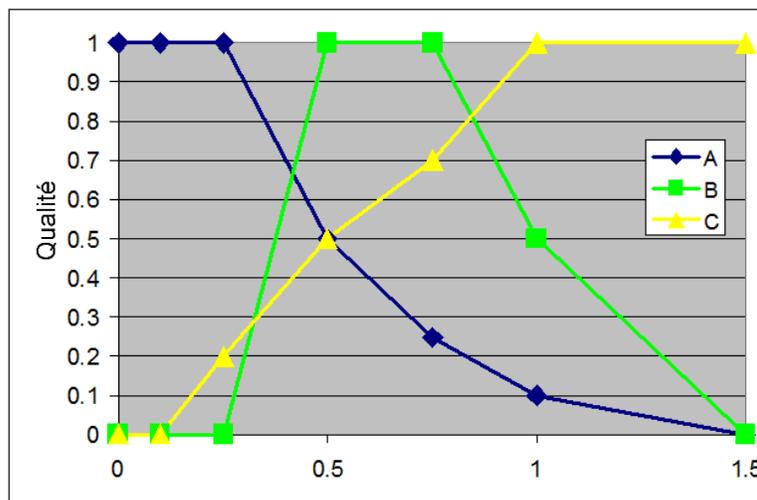


Figure A1.2. Représentation graphique de chaque courbe de qualité avec un seul sommet.

3. La qualité de la profondeur est de zéro au moins jusqu'à ce que l'eau recouvre le corps de l'espèce de poisson/du stade biologique étudié.

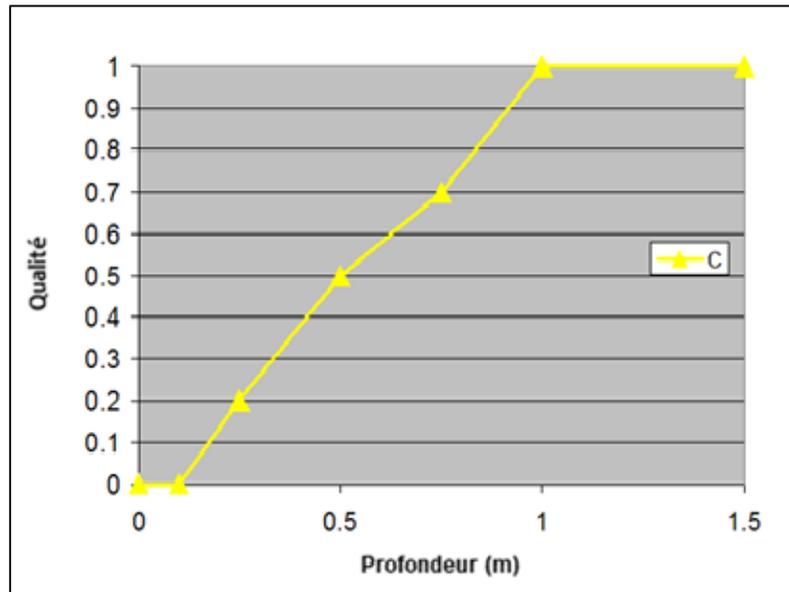


Figure A1.3. Représentation graphique de la qualité de la profondeur à zéro jusqu'à ce que l'eau recouvre le corps de l'espèce de poisson/du stade biologique étudié.

4. La qualité de la profondeur ne revient pas nécessairement à zéro. Les poissons adultes utilisent toujours les eaux profondes dans la rivière. Les juvéniles n'évitent pas nécessairement l'habitat en eaux profondes, mais la nourriture limitée ou le risque de prédation accru peut conférer une qualité moindre à l'habitat en eaux profondes. Les données sur la profondeur ne représentent pas l'utilisation réelle de l'habitation du poisson étant donné les enjeux liés à l'échantillonnage ou à la disponibilité de l'habitat.
5. Une vitesse de zéro peut avoir une qualité supérieure à zéro.

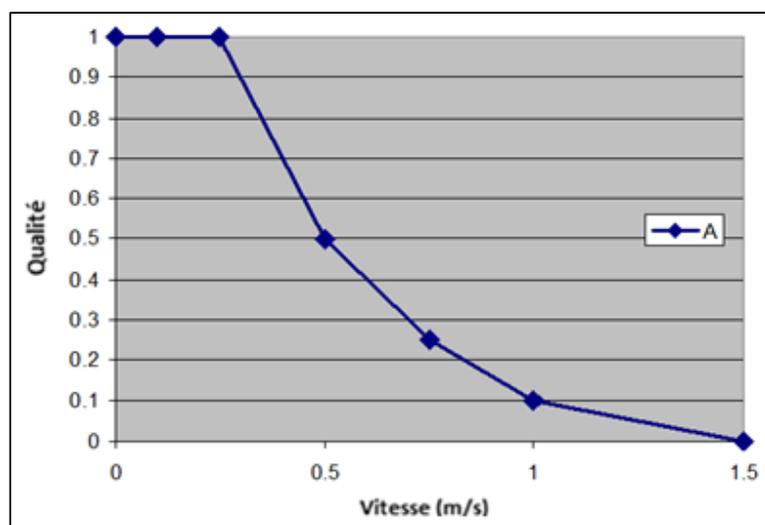


Figure A1.4. Représentation graphique illustrant qu'une vitesse de zéro peut avoir une qualité supérieure à zéro.

-
6. Toutes les courbes de vitesse ont une qualité de zéro à une vitesse supérieure. Les observations maximales faites dans le cadre d'autres études ont été utilisées pour définir cette limite supérieure.
 7. La vitesse de colonne moyenne constitue un point faible dans la modélisation de l'habitat. La vitesse de colonne moyenne est supérieure à la vitesse du courant là où se trouve le poisson. La taille de la zone d'abri du poisson peut varier en fonction de la taille du poisson, ce qui explique probablement pourquoi il est possible de trouver des juvéniles dans des vitesses de colonne moyennes élevées, parfois là où il n'y a pas d'adultes.
 8. Le stade biologique des alevins va du poisson qui émerge à peine et n'a pas de capacité de nage au poisson qui est à la fin de sa première période de croissance et qui a la capacité de maintenir une position dans la colonne d'eau. Par conséquent, on observera probablement un changement dans la qualité de la profondeur et de la vitesse à mesure de la croissance de ces poissons. Les courbes de qualité de l'habitat représentent en réalité l'alevin plus grand. Cette hypothèse a été acceptée en raison du manque de connaissances ou d'une manière viable de séparer les grands alevins des petits alevins.
 9. L'expérience personnelle des participants à l'atelier a été utilisée en plus des données sur l'habitat tirées d'études précédentes.
 10. Lors de l'examen des données sur l'habitat, la courbe de l'atelier pourrait avoir une qualité inférieure à une ou plusieurs des courbes de l'habitat, d'après l'expérience personnelle et l'évaluation de la qualité des données sur l'habitat.
 11. D'après l'expérience tirée de l'étude sur le bassin de la rivière Saskatchewan Sud, aucune courbe de qualité pour l'indice du chenal (c.-à-d., le substrat ou le couvert) n'a été utilisée aux fins de l'étude sur la rivière Athabasca. Une comparaison des résultats avec et sans l'indice du chenal a permis de constater peu de différence pour la truite et le grand corégone sur la rivière Highwood, à l'exception du poisson frayant. Aussi, les données d'indice du chenal pour le bassin de la rivière Saskatchewan Sud étaient inutilisables, et consulter de nouveau les notes prises sur le terrain afin de résoudre ce problème aurait représenté une quantité de travail trop grande. Toutefois, l'étude sur le bassin de la rivière Saskatchewan Sud s'est appuyée sur une version abrégée du substrat pour l'habitat du poisson frayant. Cette hypothèse a été rejetée par le groupe.

RESULTATS ET CONCLUSIONS

En conclusion, les dix premières hypothèses ont été acceptées par les participants de l'atelier, mais l'hypothèse n° 11 a été rejetée et des courbes de qualité du substrat ont plutôt été générées pour le paramètre d'indice du chenal.

Les courbes de qualité de l'habitat suivantes ont été établies pour un certain nombre de stades du cycle biologique de l'esturgeon jaune, du chevalier rouge, du doré jaune, du grand brochet et de la laquaiche aux yeux d'or :

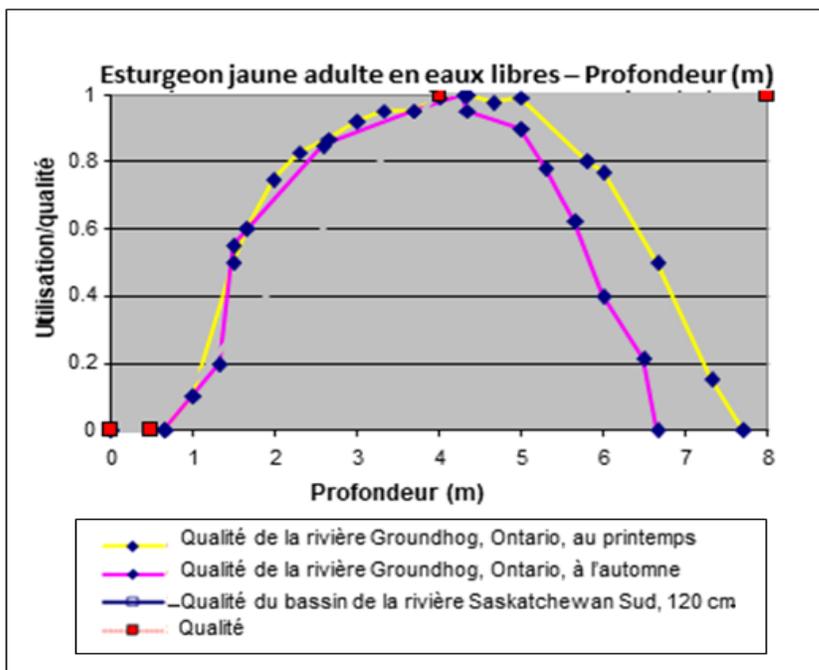


Figure A1.5. Courbe de qualité de l'habitat pour l'esturgeon jaune adulte en eaux libres (profondeur en m). Lors de l'atelier, il a été déterminé que la profondeur n'était pas restrictive pour l'esturgeon jaune adulte. L'esturgeon jaune est aussi réputé plus facile à capturer dans la rivière Saskatchewan en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell lorsque les niveaux d'eau diminuent que lorsqu'ils augmentent.

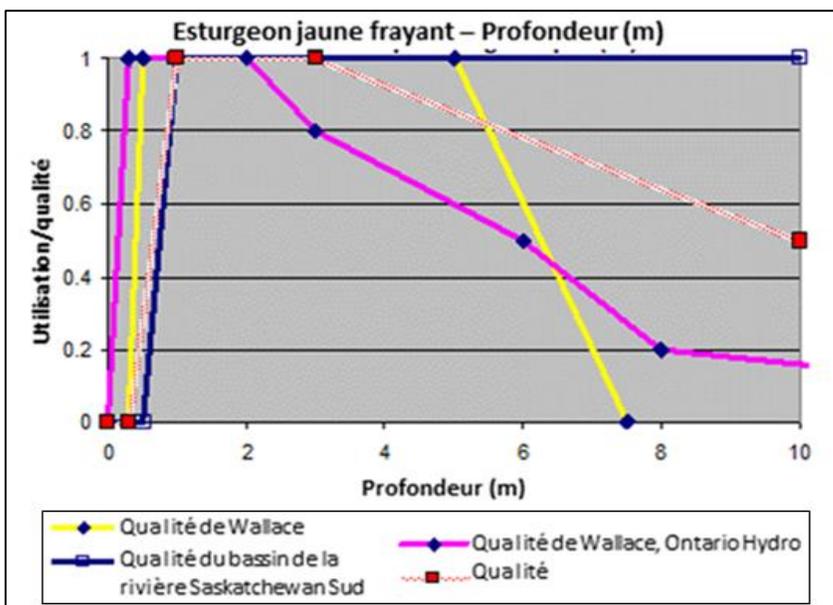


Figure A1.6. Courbe de qualité de l'habitat pour l'esturgeon jaune frayant en eaux libres (profondeur en m). Lors de l'atelier, il a été déterminé que la profondeur minimale de l'eau doit recouvrir au moins le dos du poisson (~30 cm). Des préoccupations ont été soulevées quant à la possibilité que les vitesses à une profondeur plus importante soient trop faibles pour le frai. En mai, 18 mâles sur 19 expulsant du sperme ont été observés, ce qui a un rapport avec la germination des feuilles.

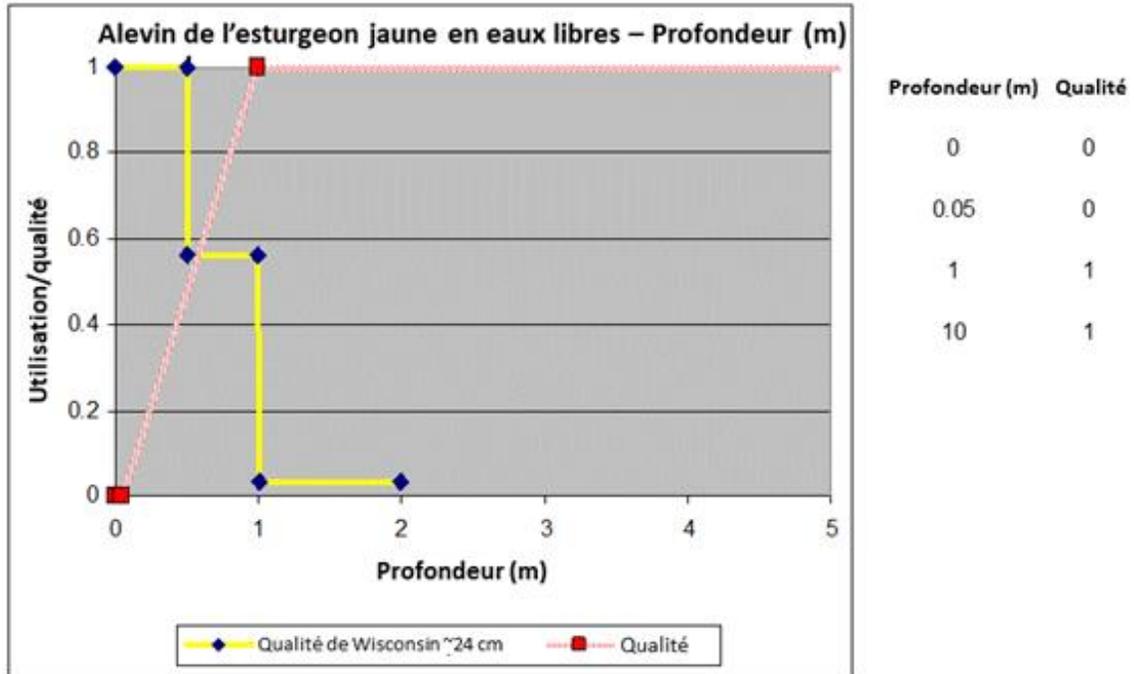


Figure A1.7. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin de l'esturgeon jaune en eaux libres (profondeur en m). Lors de l'atelier, il a été déterminé qu'une profondeur de trois à quatre mètres est optimale pour l'alevin, d'après les données en eaux peu profondes du Wisconsin (peut être en raison des limites de l'échantillonnage). La présence en eaux plus profondes est probablement plus limitée du fait de la prédation.

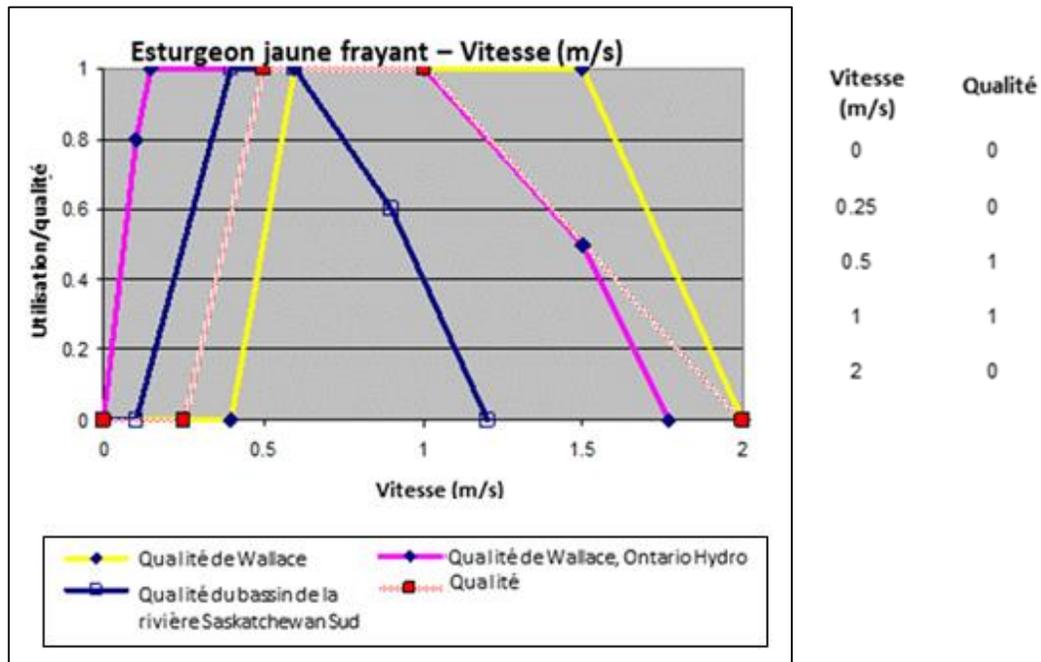


Figure A1.8. Courbe de qualité de l'habitat pour l'esturgeon jaune frayant (vitesse en m/s). Lors de l'atelier, il a été déterminé que la vitesse du courant par rapport à la vitesse de colonne moyenne était hypothétique, et une vitesse de 2 m/s a donc été utilisée au lieu d'une vitesse de 1,75 m/s comme l'a indiqué Rob Wallace.

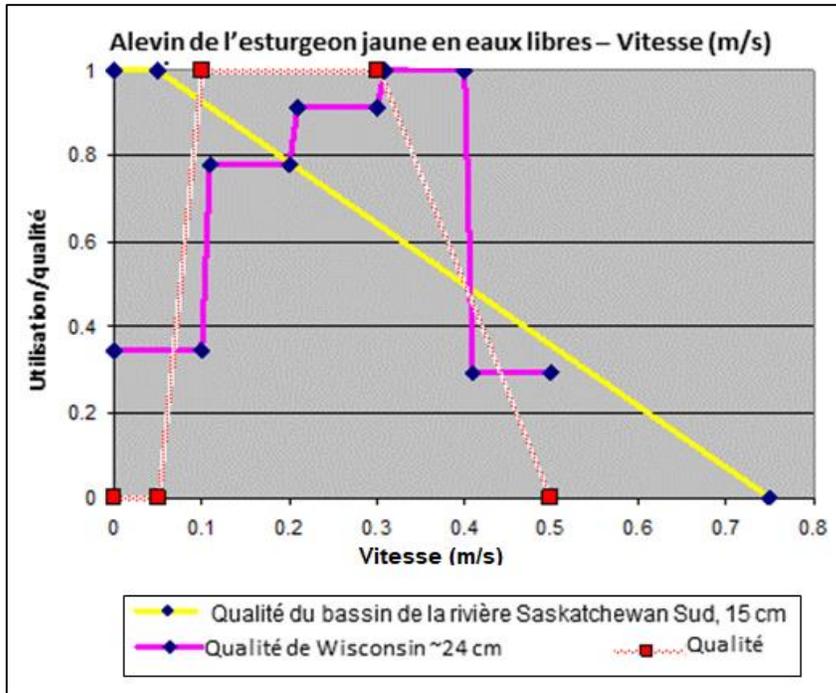


Figure A1.9. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin de l'esturgeon jaune frayant en eaux libres (vitesse en m/s). Lors de l'atelier, il a été déterminé que l'alevin de l'esturgeon jaune a besoin de faibles vitesses au cours de sa première année de vie.

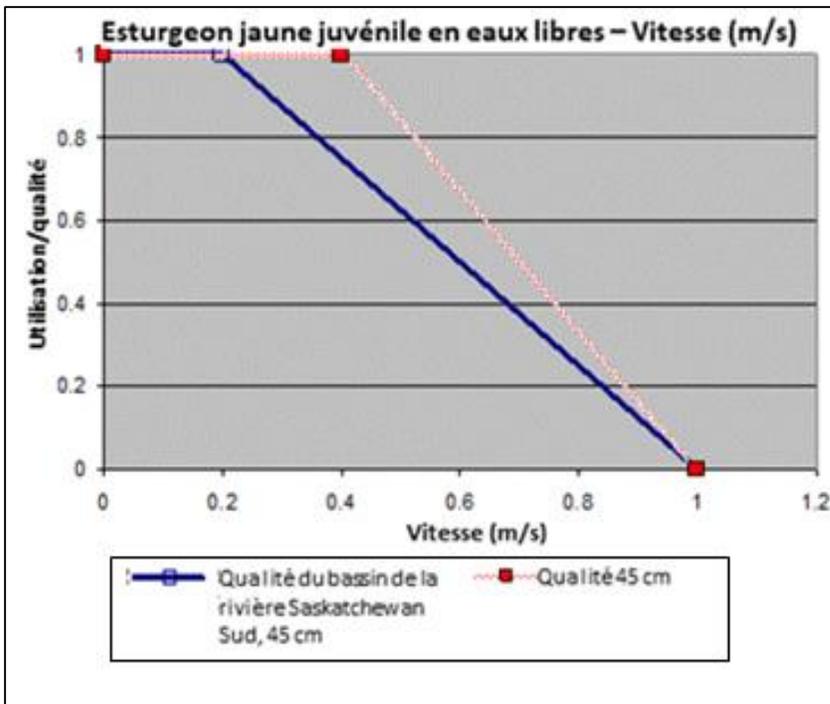


Figure A1.10. Courbe de qualité de l'habitat pour l'esturgeon jaune juvénile (vitesse en m/s). Pour l'esturgeon jaune juvénile dont la longueur du corps est de >45 cm.

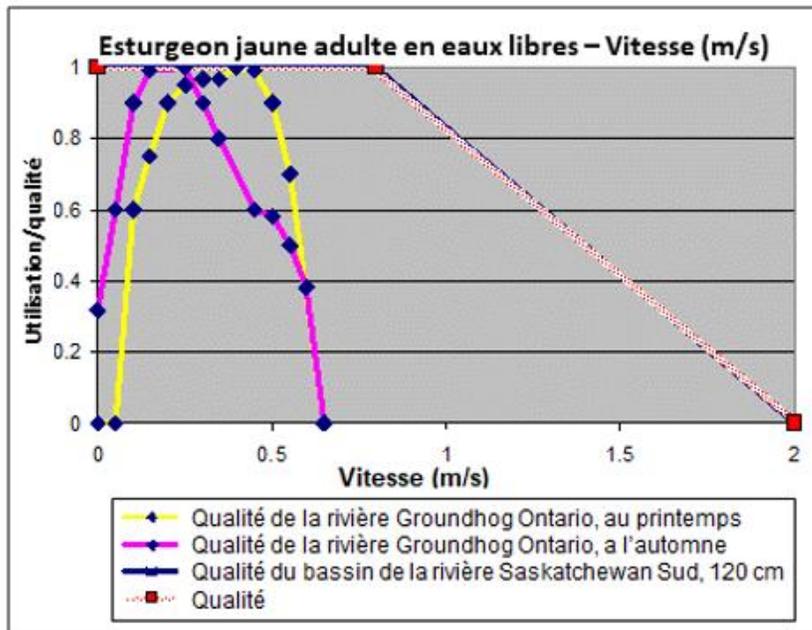


Figure A1.11. Courbe de qualité de l'habitat pour l'esturgeon jaune adulte en eaux libres (vitesse en m/s). Données d'entrée fondées sur des études de canal surélevé.

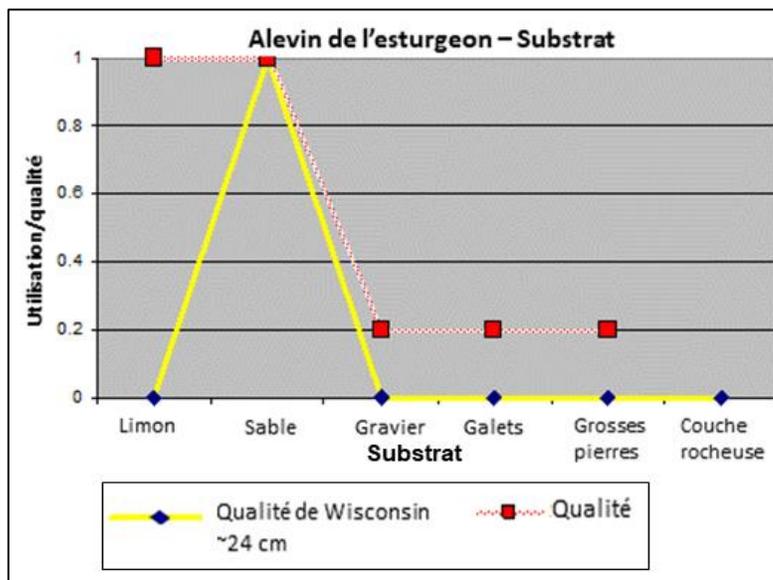


Figure A1.12. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat de l'alevin de l'esturgeon jaune.

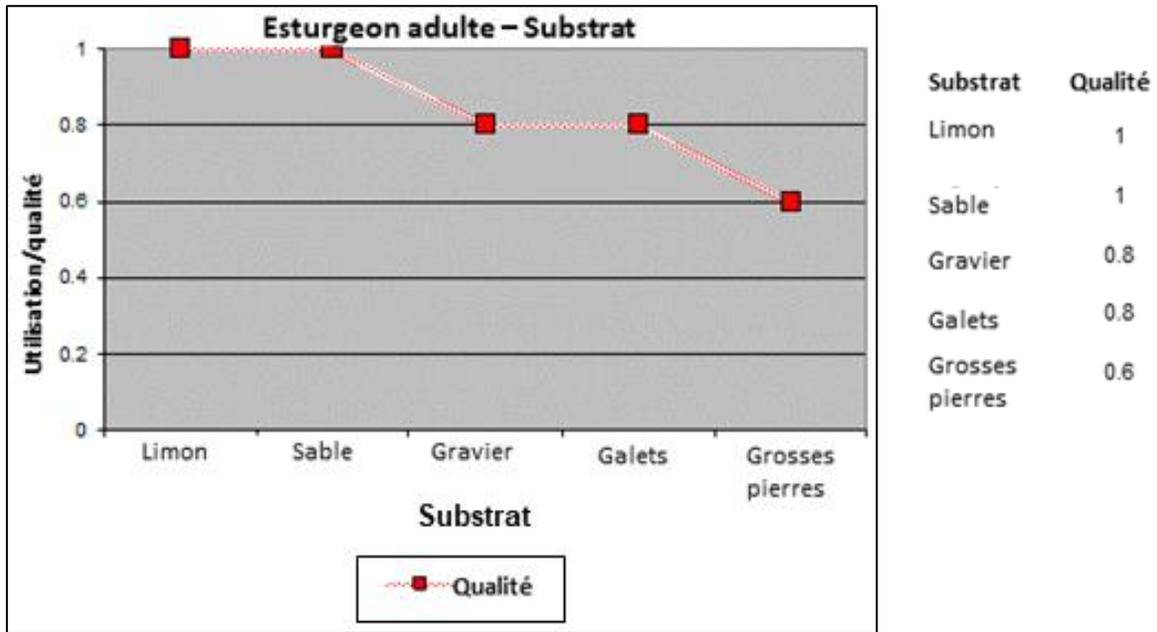


Figure A.13. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat de l'esturgeon jaune adulte. Des pêcheurs ont repéré des moulières et des zones d'écrevisses, deux espèces-proie de prédilection pour l'esturgeon jaune. Des pêcheurs ont signalé des nombres importants d'écrevisses et de palourdes ces dernières années. Une alimentation dans la colonne d'eau a été observée chez certains individus adultes de la population d'esturgeons jaunes.

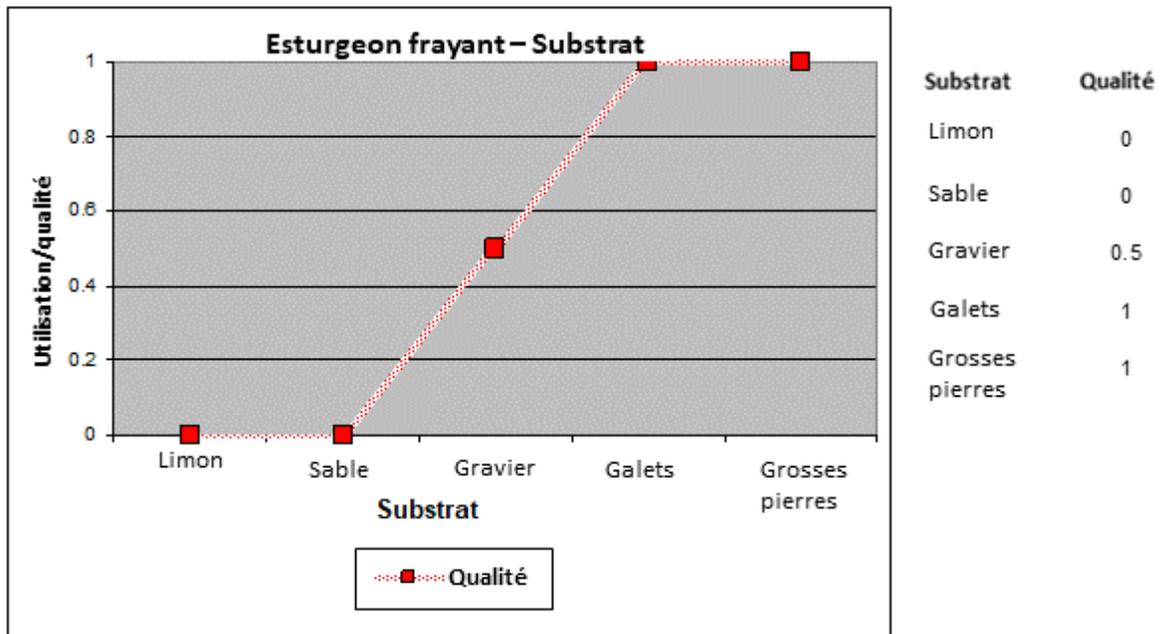


Figure A1.14. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat de l'esturgeon jaune frayant.

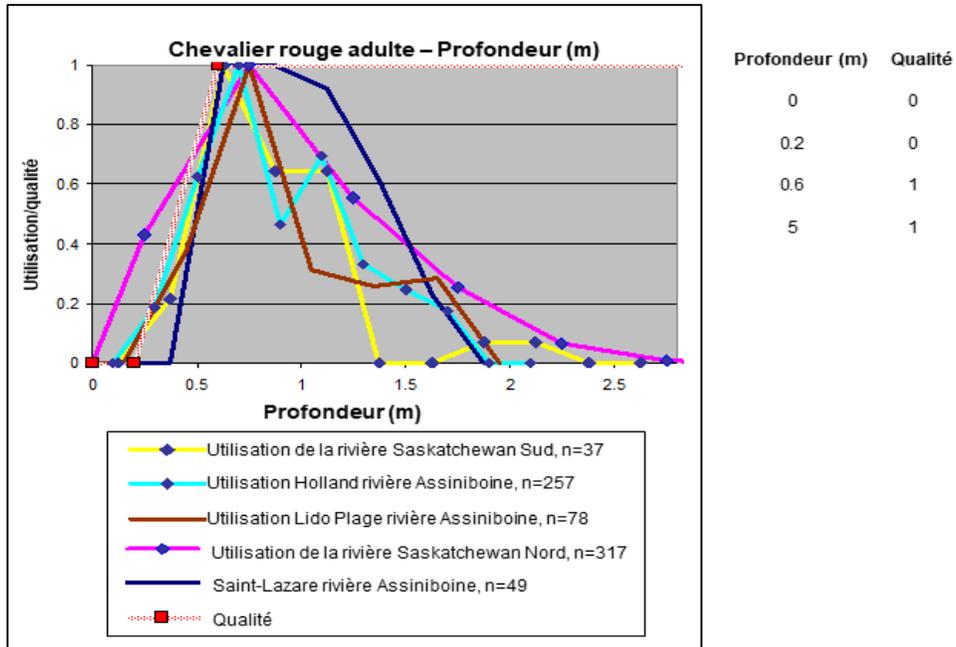


Figure A1.15. Courbe de qualité de l'habitat pour le chevalier rouge adulte en eaux libres (profondeur en m). La profondeur optimale pour les nappes de filet utilisées par les Premières Nations en hiver est de 2,8 m. Lors de l'atelier, il a été déterminé que la profondeur était probablement limitée uniquement par la prédation. Il faut une profondeur de >0,2 m pour garantir que le dos des poissons est sous la surface de l'eau.

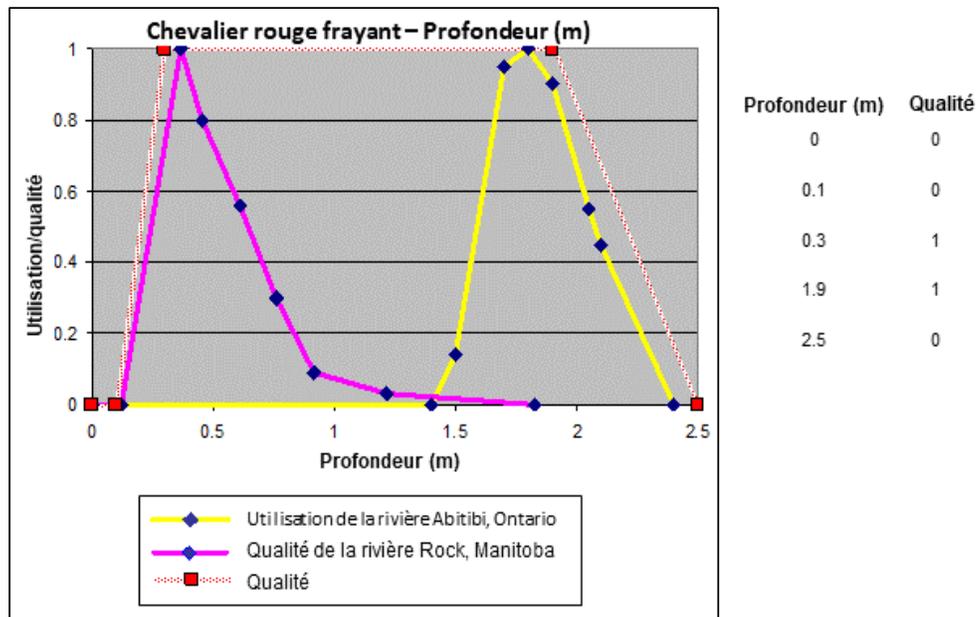


Figure A1.16. Courbe de qualité de l'habitat pour le chevalier rouge frayant en eaux libres (profondeur en m). La courbe est ajustée pour tenir compte des ensembles de données existants.

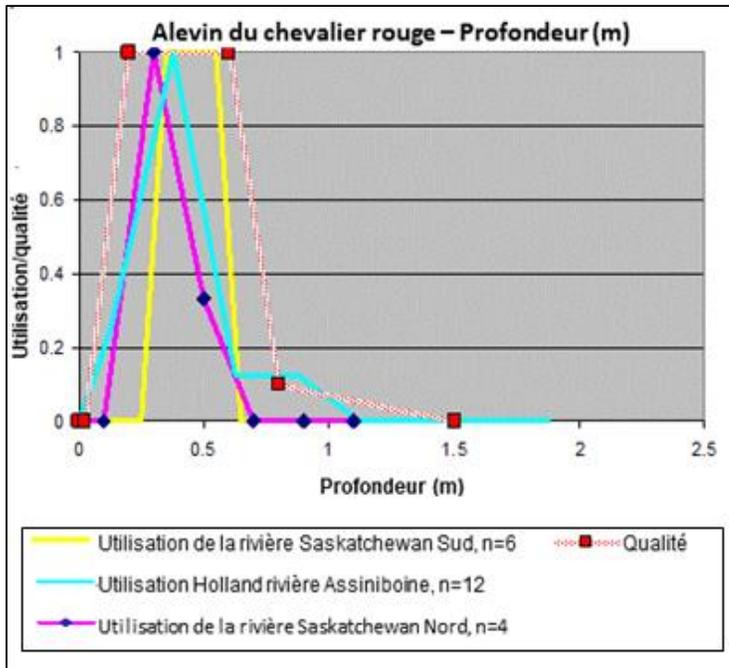


Figure A1.17. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin du chevalier rouge en eaux libres (profondeur en m). Comprend l'alevin nageur actif (>30 mm).

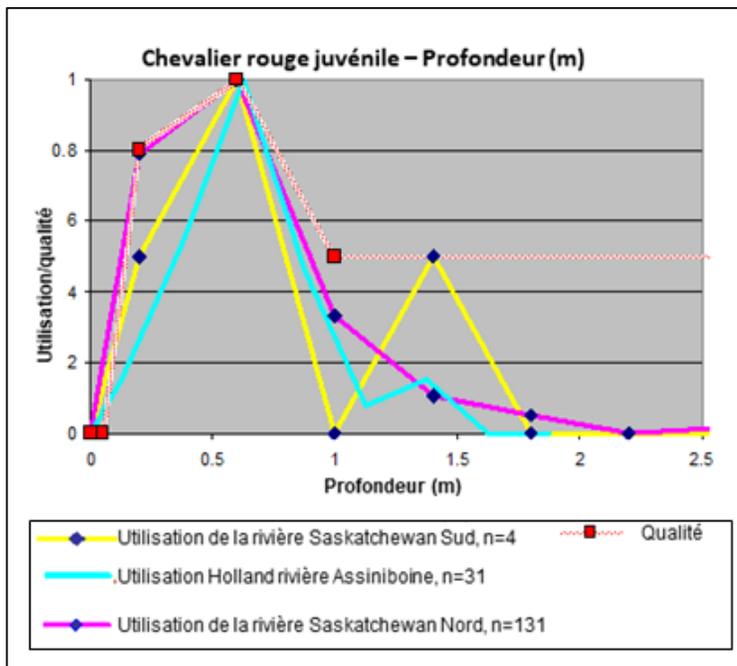


Figure A1.18. Courbe de qualité de l'habitat pour le chevalier rouge juvénile en eaux libres (profondeur en [m]). Liée à la croissance des algues et des macrophytes. Les données proviennent uniquement de la pêche électrique puisque les pêcheurs à la ligne et les pêcheurs ne sont pas intéressés par les juvéniles.

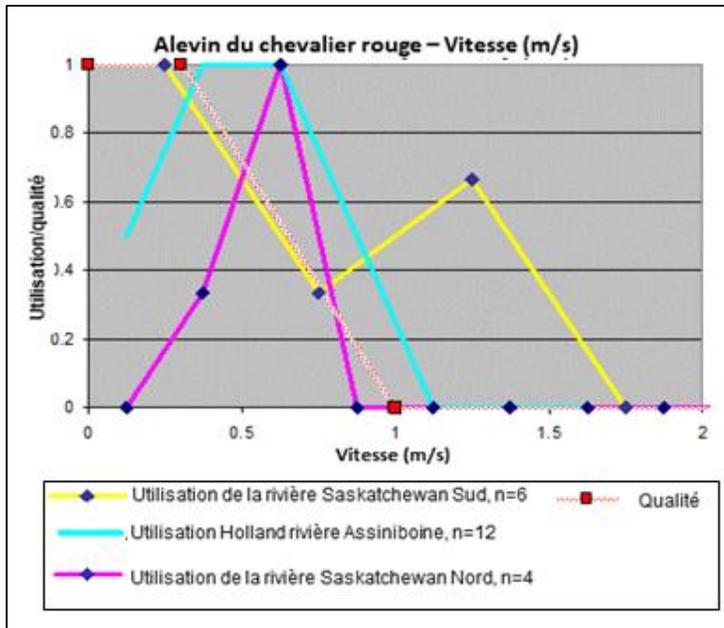


Figure A1.19. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin du chevalier rouge en eaux libres (vitesse en m/s). Les vitesses de près de 1 m/s sont trop élevées pour les capacités de nage de l'alevin (longueur du corps/s).

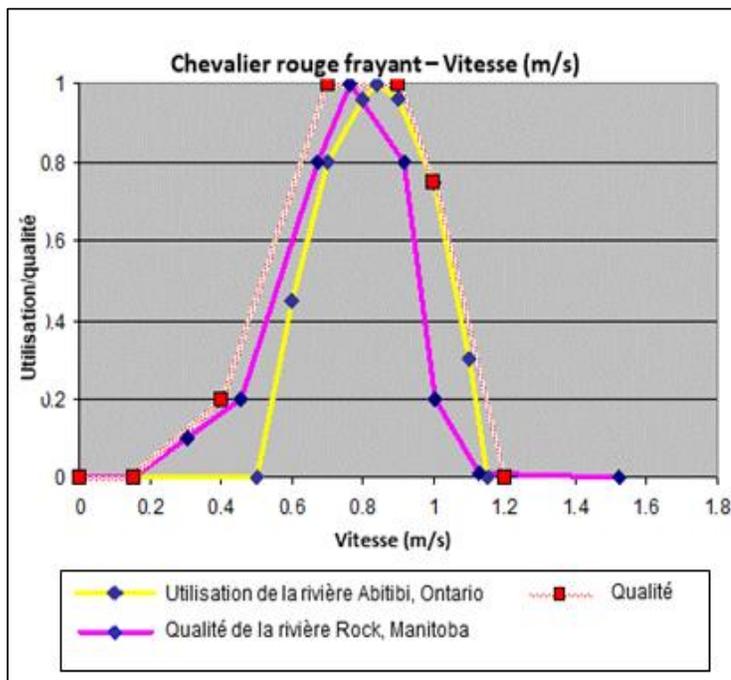


Figure A1.20 Courbe de qualité de l'habitat pour le chevalier rouge frayant en eaux libres (vitesse en m/s).

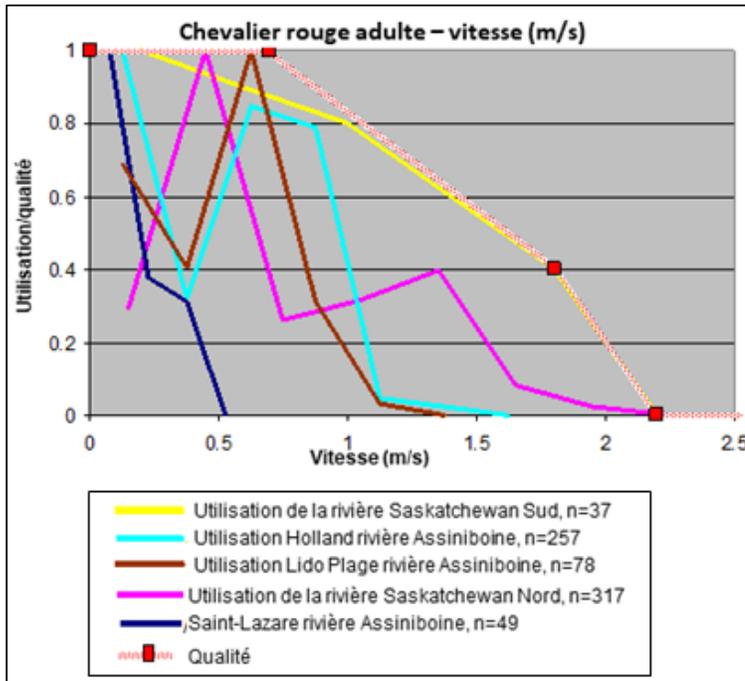


Figure A1.21. Courbe de qualité de l'habitat pour le chevalier rouge juvénile en eaux libres (vitesse en m/s). Comprend les données existantes de la rivière Saskatchewan Sud, mais leur poids est moindre en raison d'observations limitées.

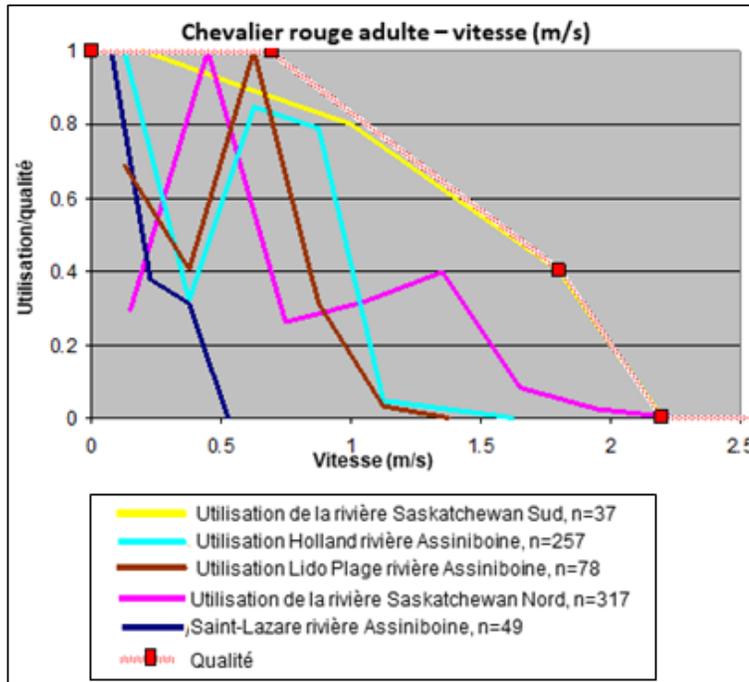


Figure A1.22. Courbe de qualité de l'habitat pour le chevalier rouge juvénile en eaux libres (vitesse en m/s).

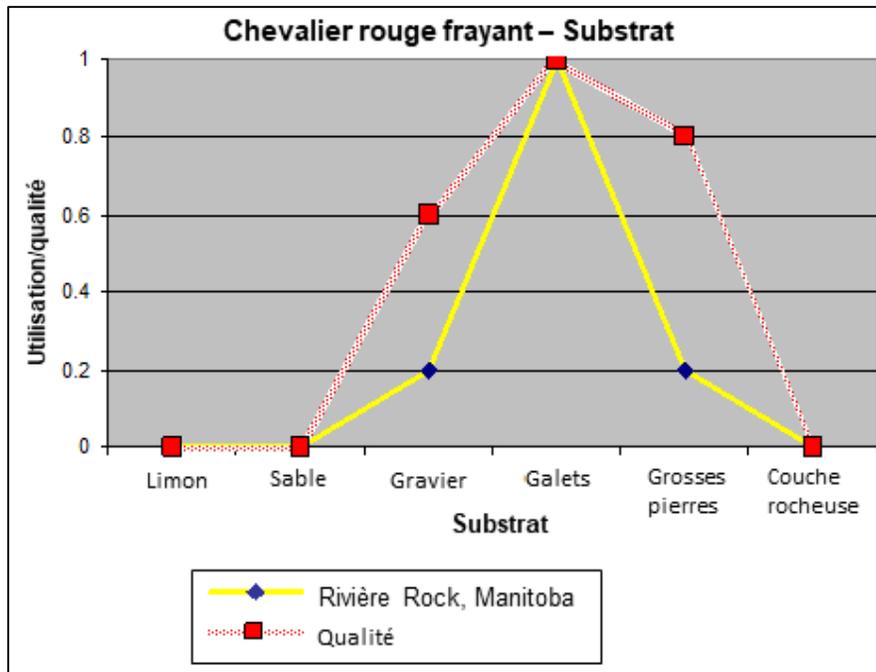


Figure A1.23. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat du chevalier rouge frayant. Il y avait une quantité accrue de gravier et de galets, d'après des données existantes établies en fonction d'observations des Premières Nations.

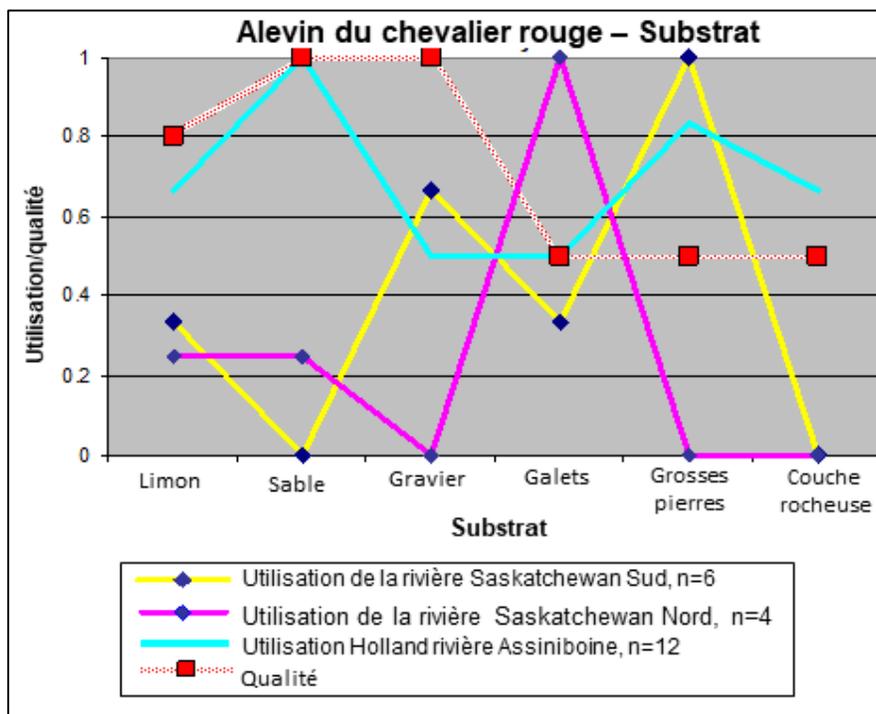


Figure A1.24. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat de l'alevin du chevalier rouge. La vitesse de l'eau a été utilisée pour orienter la composition du substrat. Les données disponibles étaient limitées pour l'alevin en général. Lors de l'atelier, il a été suggéré d'utiliser des techniques d'échantillonnage de recharge (pêche électrique avec des appareils portatifs/pêche à la senne) pour cibler l'alevin. Pas été

jusqu'à zéro pour le substrat plus abondant puisque les espaces interstitiels pouvaient être utilisés comme abri.

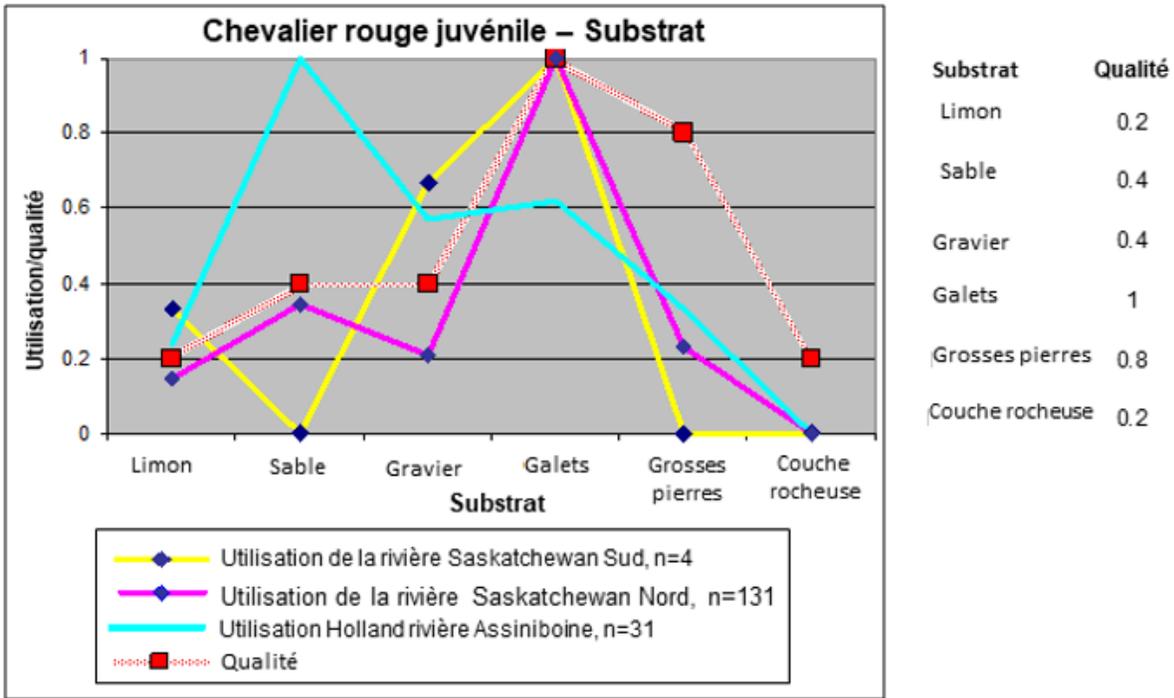


Figure A1.25. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat du chevalier rouge juvénile.

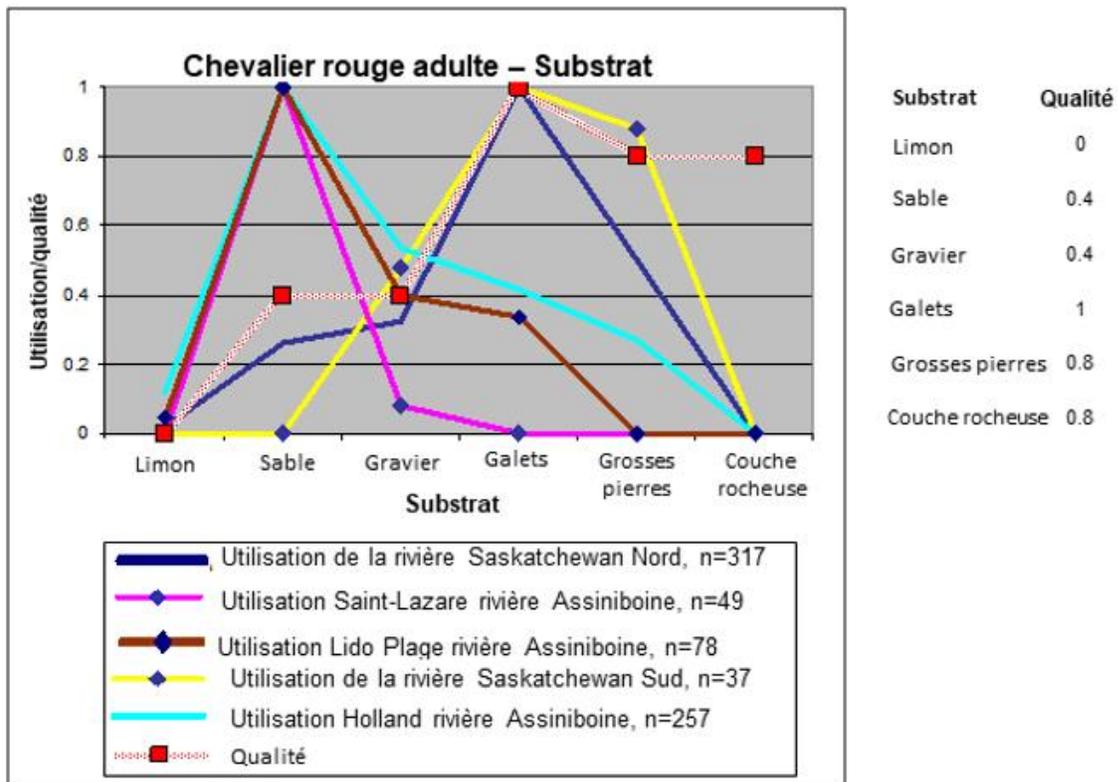


Figure A1.26. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat du chevalier rouge adulte établie en fonction des données des Premières Nations. Couche rocheuse jugée de qualité élevée en raison de fissures observées dans celle-ci.

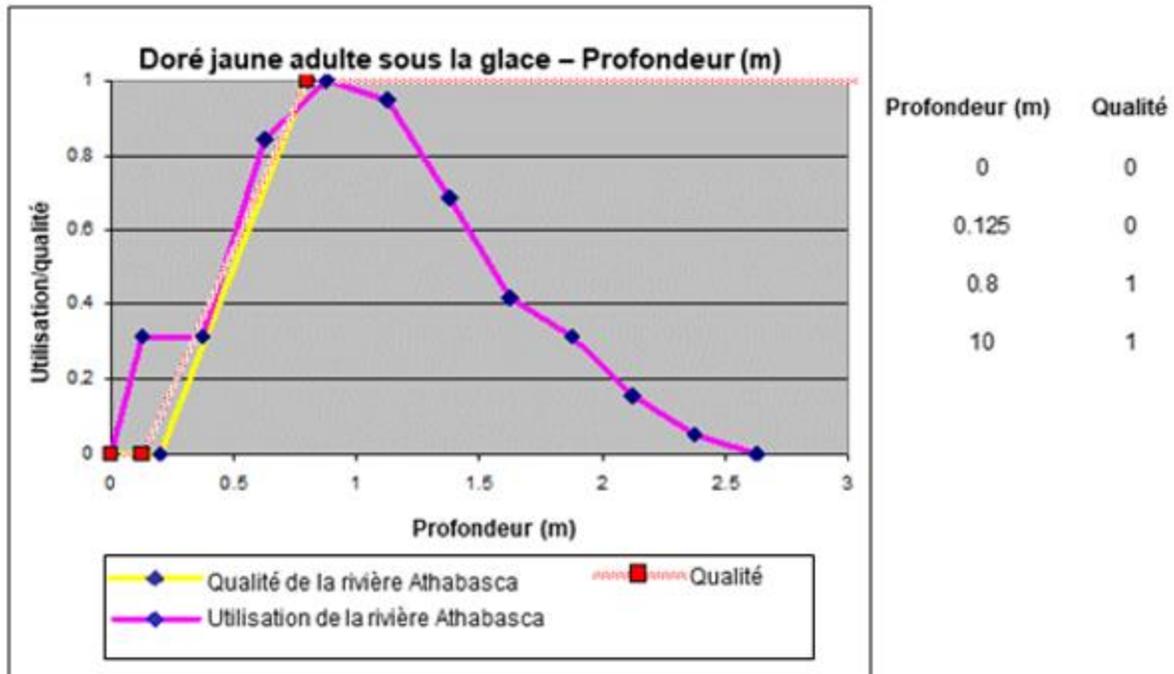
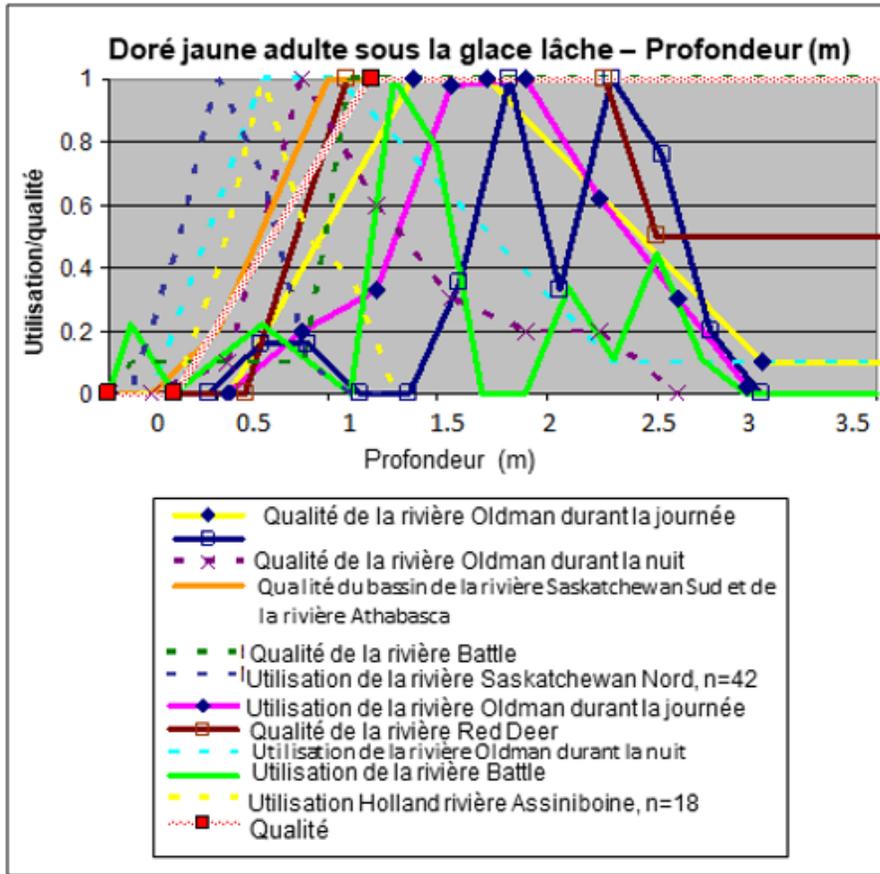
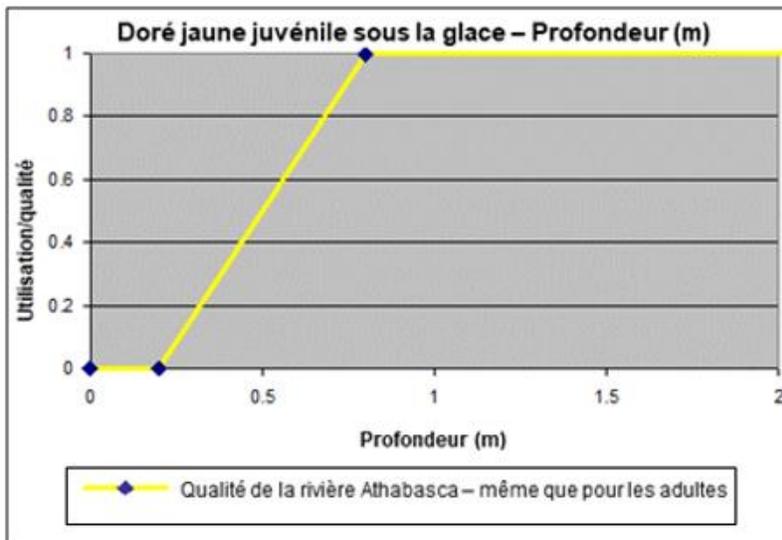


Figure A1.27. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune adulte sous la glace (profondeur en m). Les profondeurs font référence à la profondeur de l'eau, non à la profondeur de la glace. La profondeur n'est probablement pas restrictive pour le doré jaune adulte.



Profondeur (m)	Qualité
0	0
0.3	0
1.2	1
10	1

Figure A1.28. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune adulte en eaux libres (profondeur en m). La profondeur n'est pas restrictive pour les adultes; l'abri et la nourriture sont plus susceptibles de guider l'utilisation de l'habitat.



Profondeur (m)	Qualité
0	0
0.2	0
0.8	1
10	1

Figure A1.29. La courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune juvénile sous la glace (profondeur en m) est établie en fonction de données sur les nappes de filet utilisées par les

Premières Nations, puisqu'à 30 pouces sous la glace, les prises effectuées sont presque toutes du doré jaune.

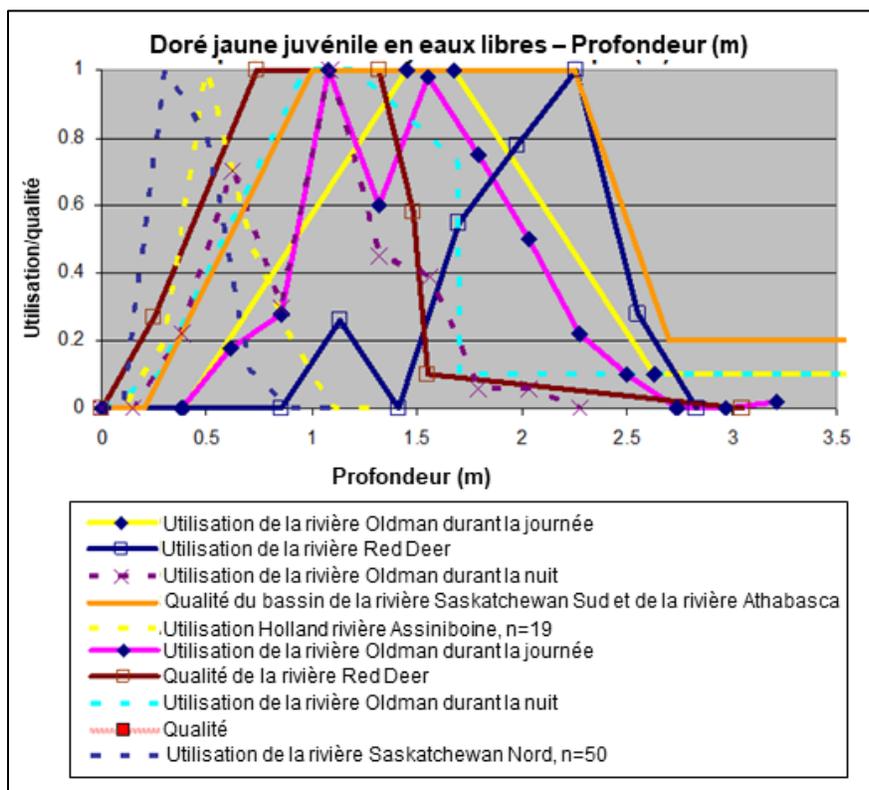


Figure A1.30. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune juvénile en eaux libres (profondeur en m). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

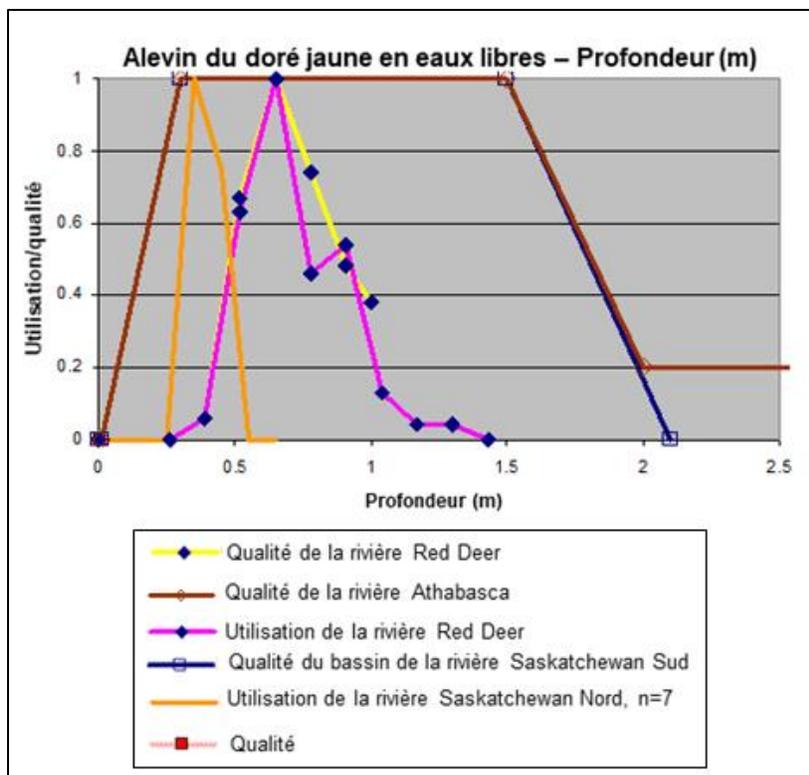
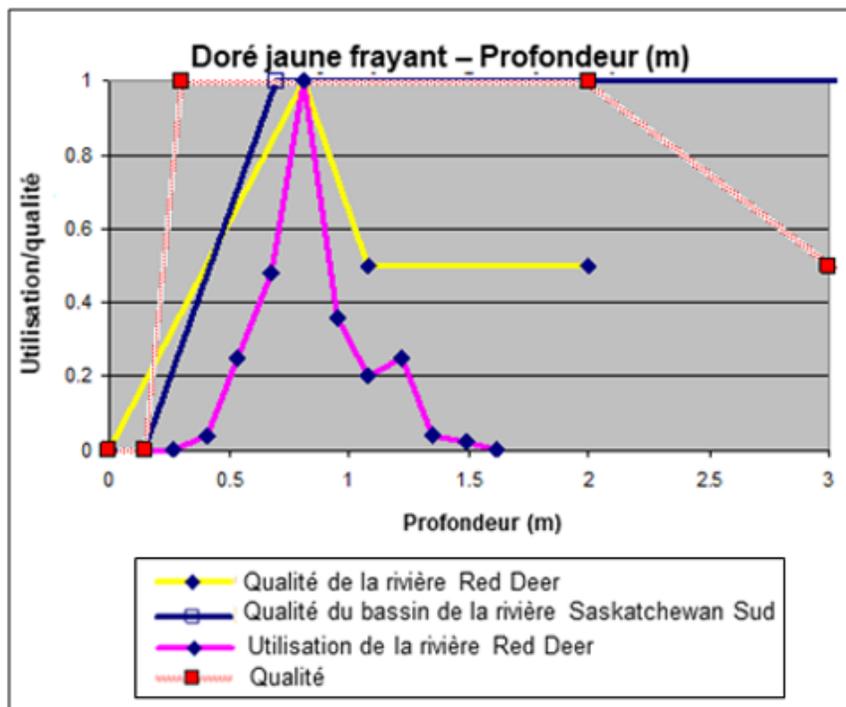


Figure A1.31. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin du doré jaune en eaux libres (profondeur en m). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.



Profondeur (m)	Qualité
0	0
0.15	0
0.3	1
2	1
3	0.5
10	0.5

Figure A1.32. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune frayant (profondeur en m). Englobe davantage que les données existantes sur la profondeur, parce que la vitesse ou le substrat sont probablement plus restrictifs.

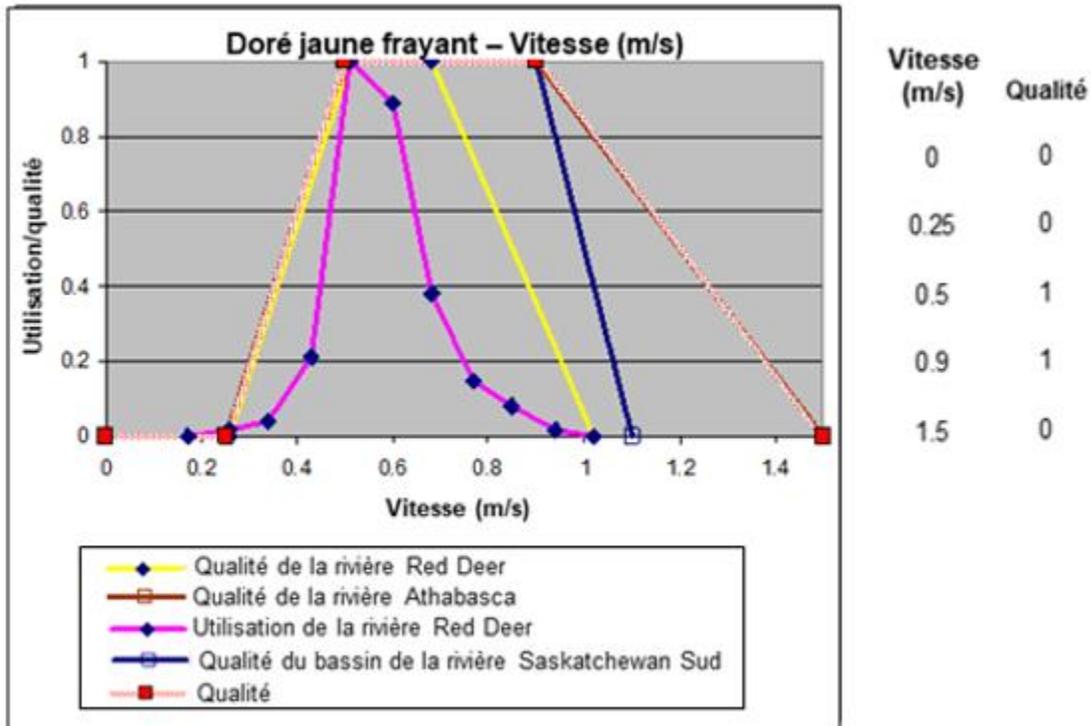


Figure A1.33. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune frayant (vitesse en m/s). Le doré jaune fraie dans les lacs, mais pas à une vitesse nulle du fait de l'action des vagues.

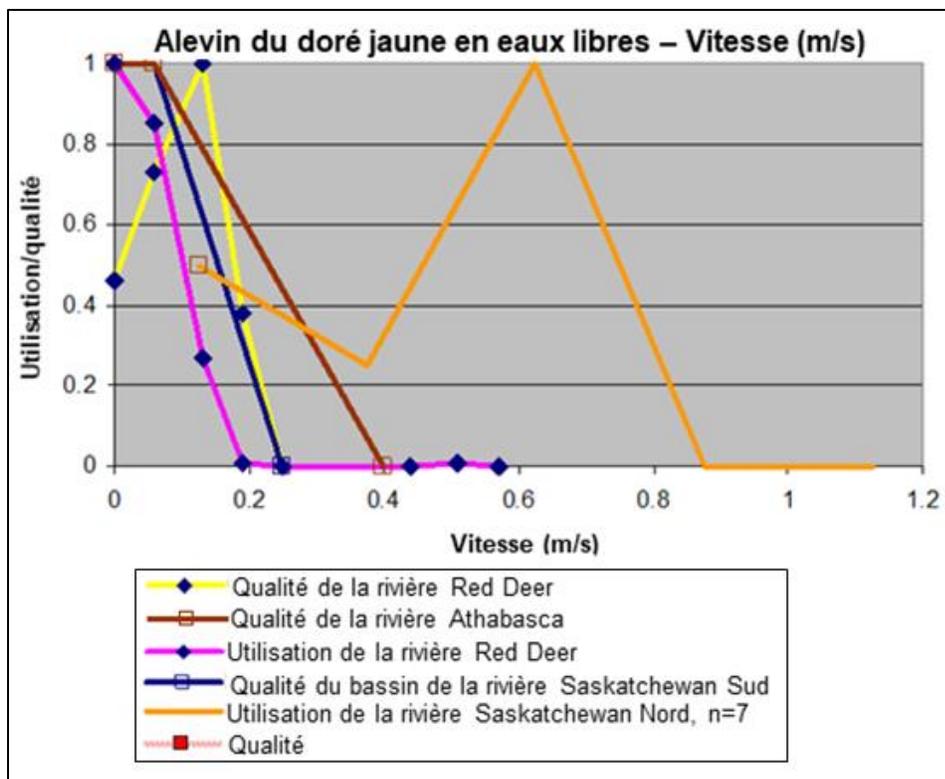


Figure A1.34. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin du doré jaune en eaux libres (vitesse en m/s). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

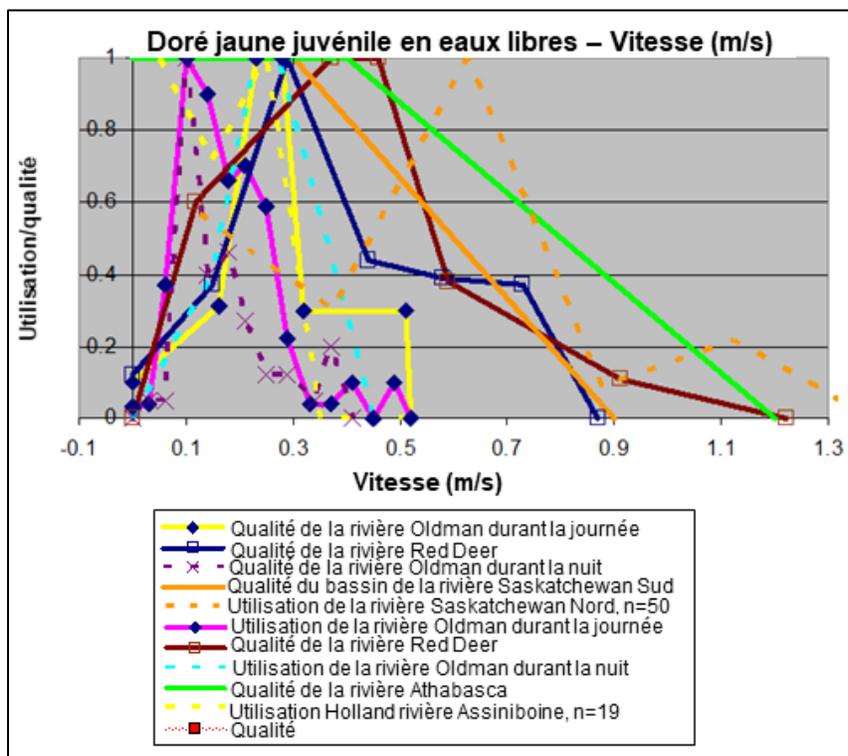


Figure A1.35. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune juvénile en eaux libres (vitesse en m/s). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

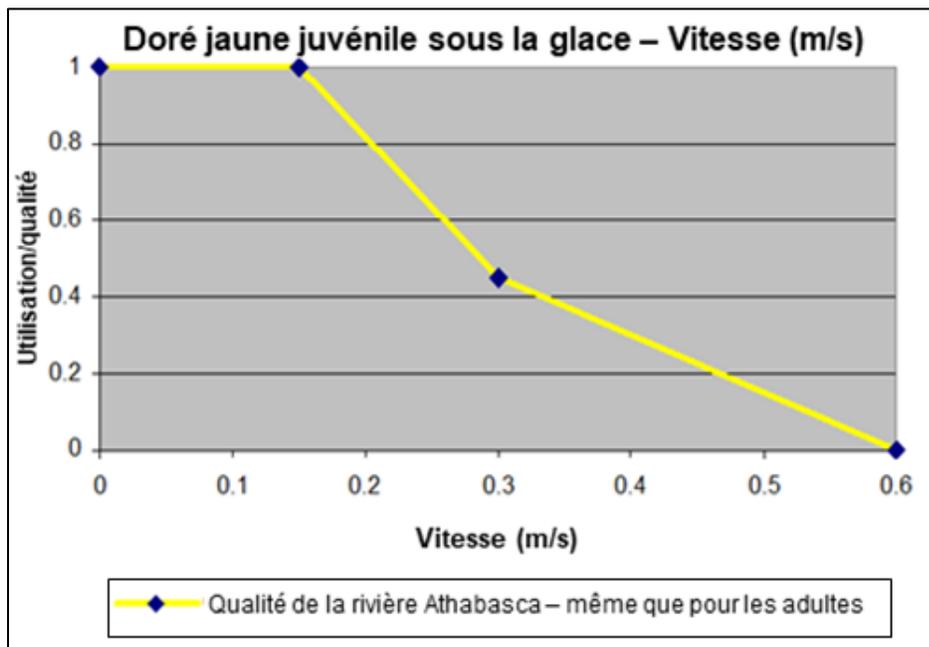
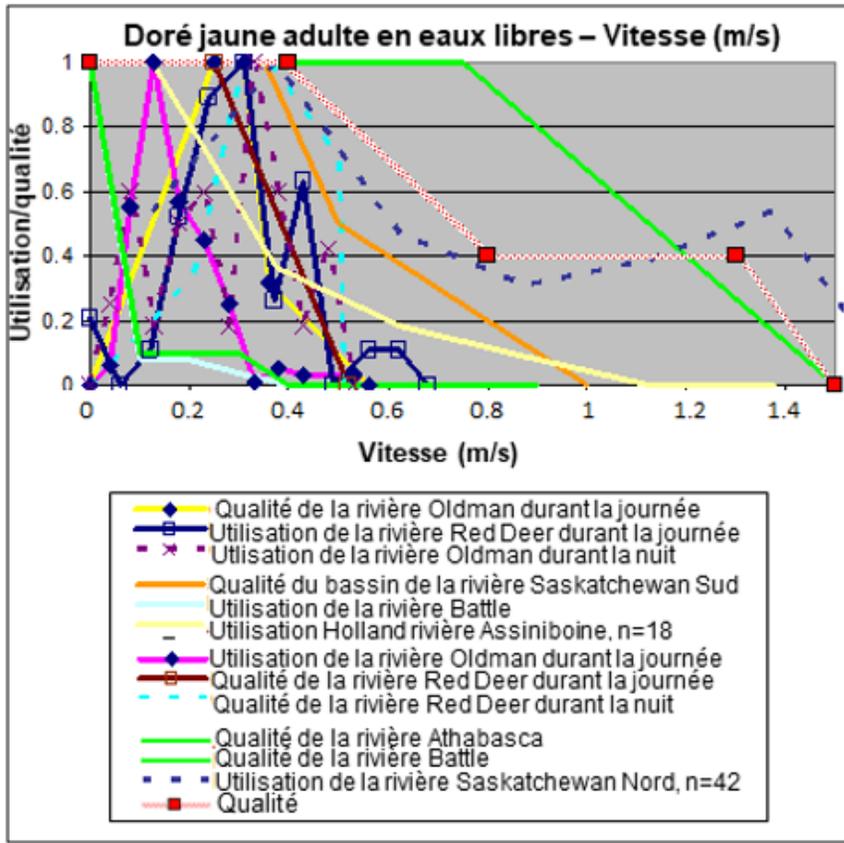
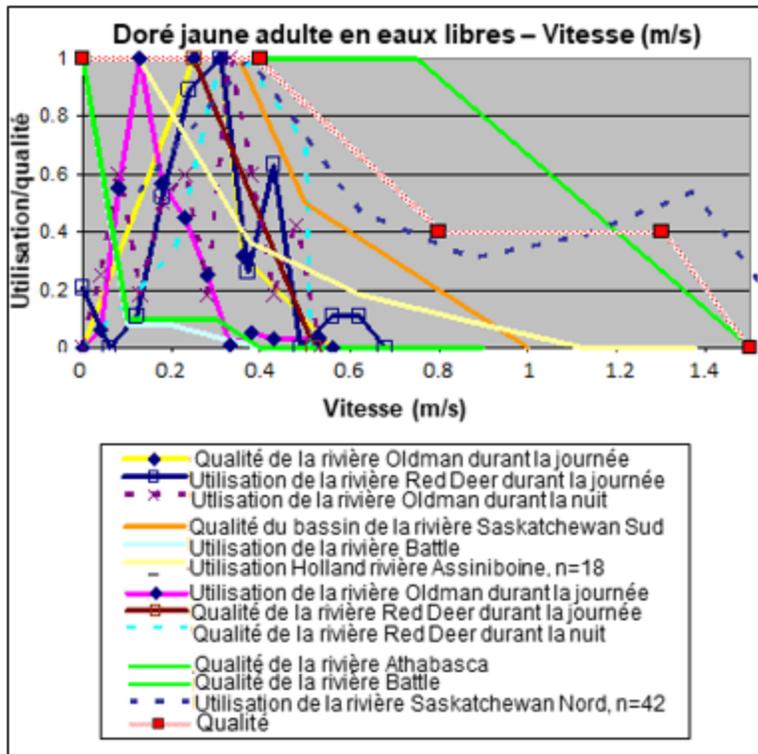


Figure A1.36. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune juvénile sous la glace (vitesse en m/s). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.



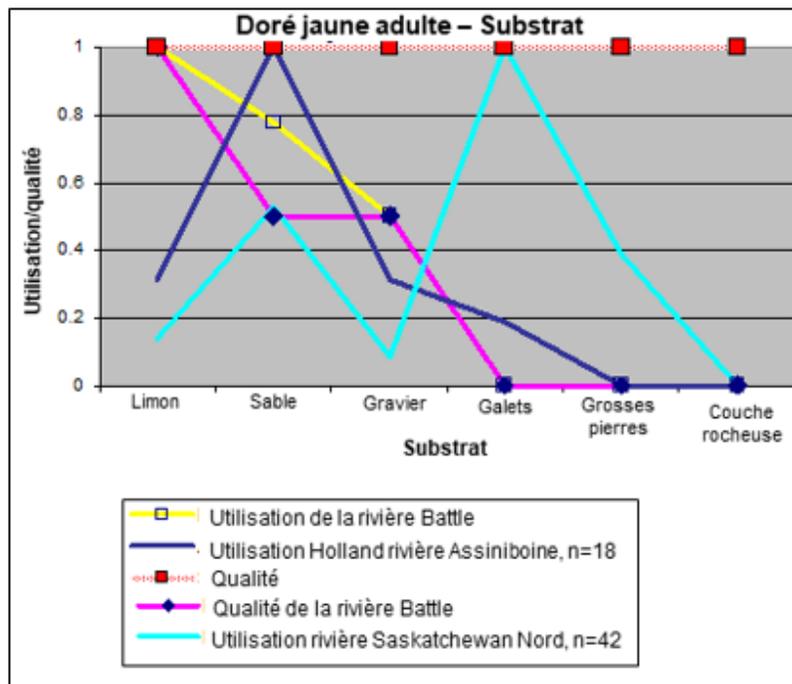
Vitesse (m/s)	Qualité
0	1
0.4	1
0.8	0.4
1.3	0.4
1.5	0

Figure A1.37. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune adulte en eaux libres (vitesse en m/s). Suivant les courbes des critères de qualité de l'habitat de la rivière Athabasca et de la rivière Saskatchewan Nord dans une certaine mesure.



Vitesse (m/s)	Qualité
0	1
0.4	1
0.8	0.4
1.3	0.4
1.5	0

Figure A1.38. Courbe de qualité de l'habitat pour le doré jaune adulte sous la glace (vitesse en m/s). Suivant la courbe de la rivière Athabasca, à une vitesse légèrement inférieure, d'après les données des Premières Nations.



Substrat	Qualité
Limon	1
Sable	1
Gravier	1
Galets	1
Boulder	1
Couche rocheuse	1

Figure A1.39. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat du doré jaune adulte. Le doré jaune adulte peut utiliser n'importe quel type de substrat; l'utilisation de l'habitat est probablement plus guidée par l'abri, la disponibilité de la nourriture, et la vitesse.

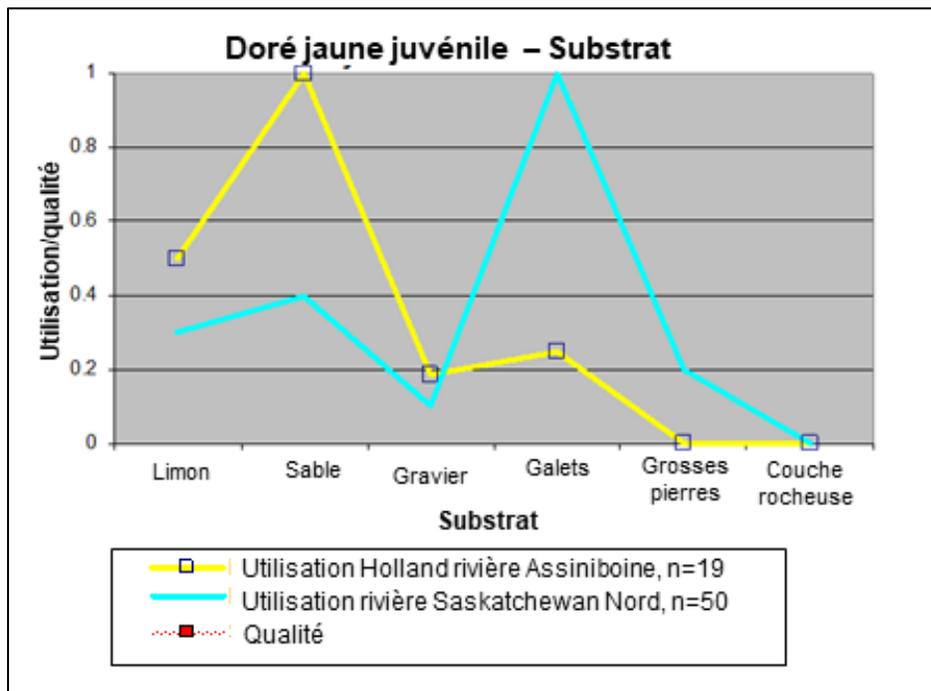


Figure A1.40. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat du doré jaune juvénile. Les critères de qualité de l'habitat n'ont pas été établis.

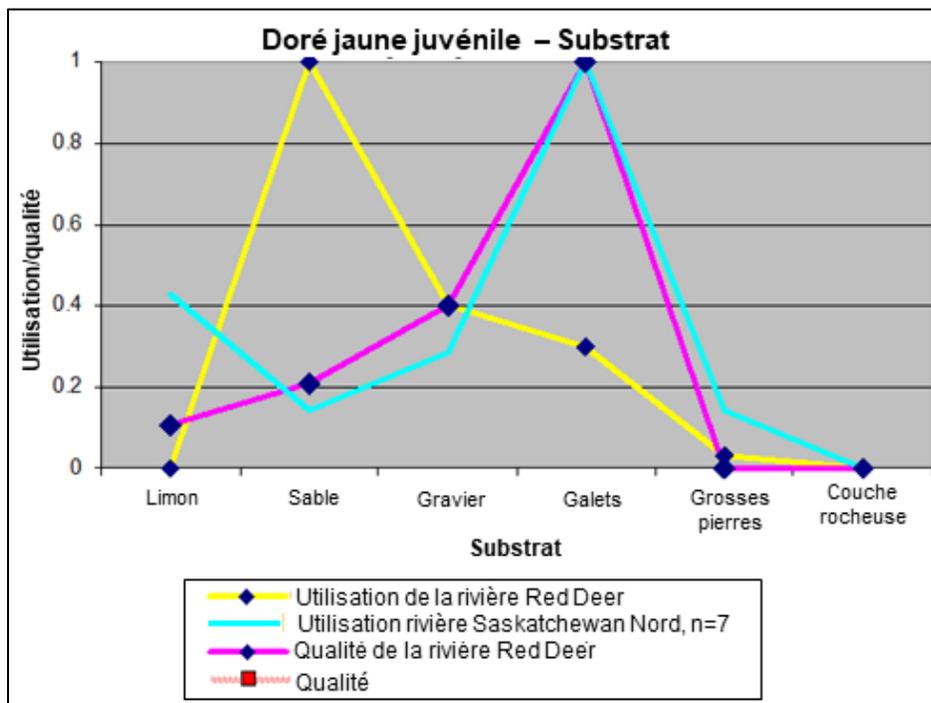


Figure A1.41. Courbe de qualité de l'habitat pour le substrat de l'alevin du doré jaune. Les critères de qualité de l'habitat n'ont pas été établis.

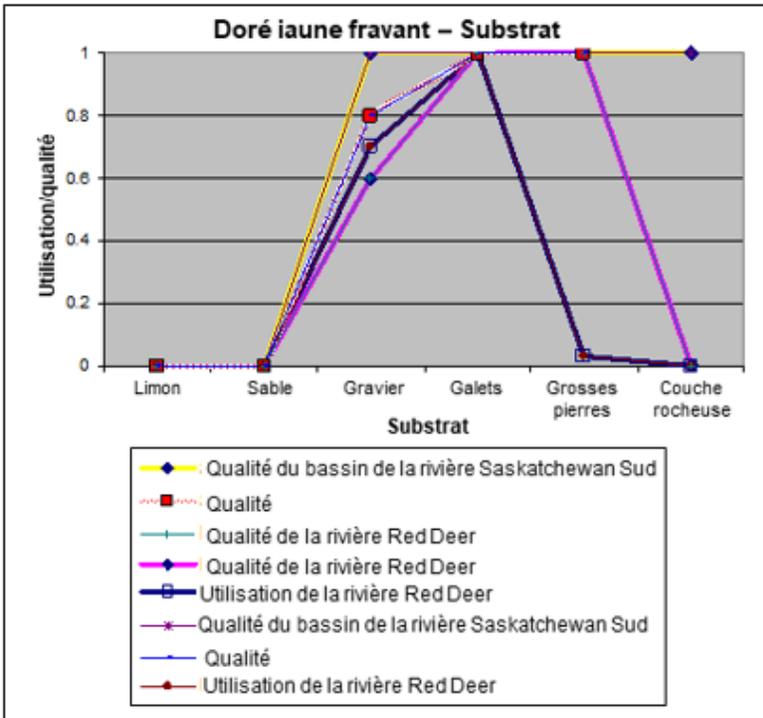


Figure A1.42. Courbe de qualité de l’habitat pour le substrat du doré jaune frayant. Le doré jaune préfère les grosses pierres mêlées aux galets pour le frai. Aucune couche rocheuse n’a été observée dans la zone d’étude.

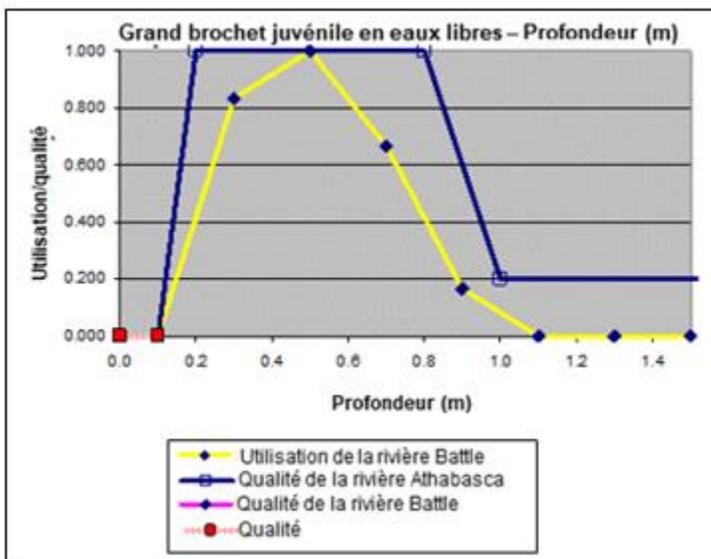


Figure A1.43. Courbe de qualité de l’habitat pour le grand brochet juvénile en eaux libres (profondeur en m). La courbe des critères de qualité de l’habitat n’a pas été établie.

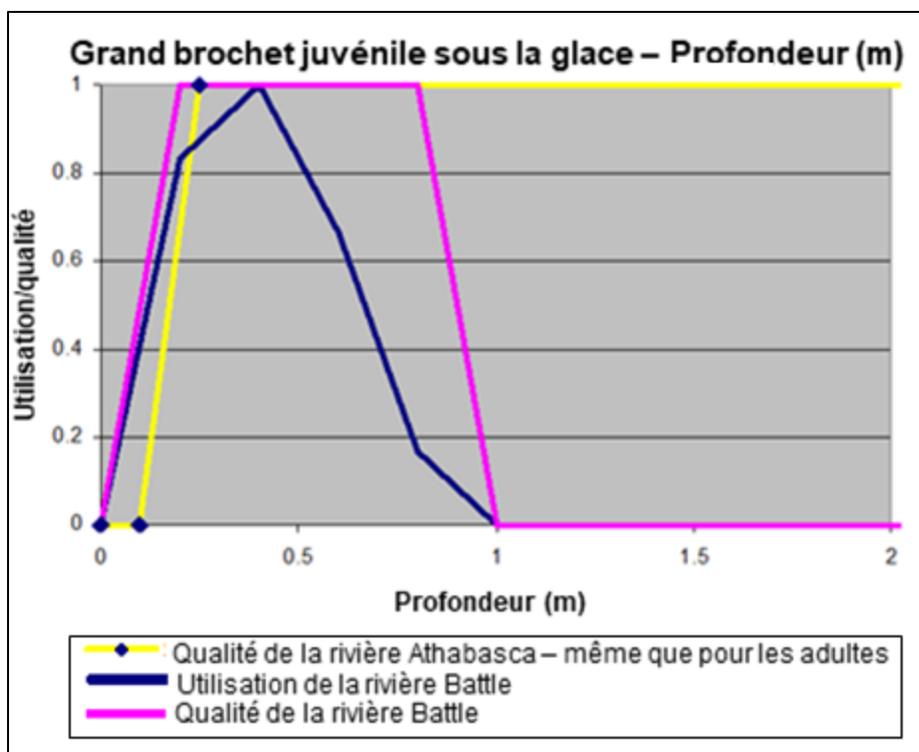
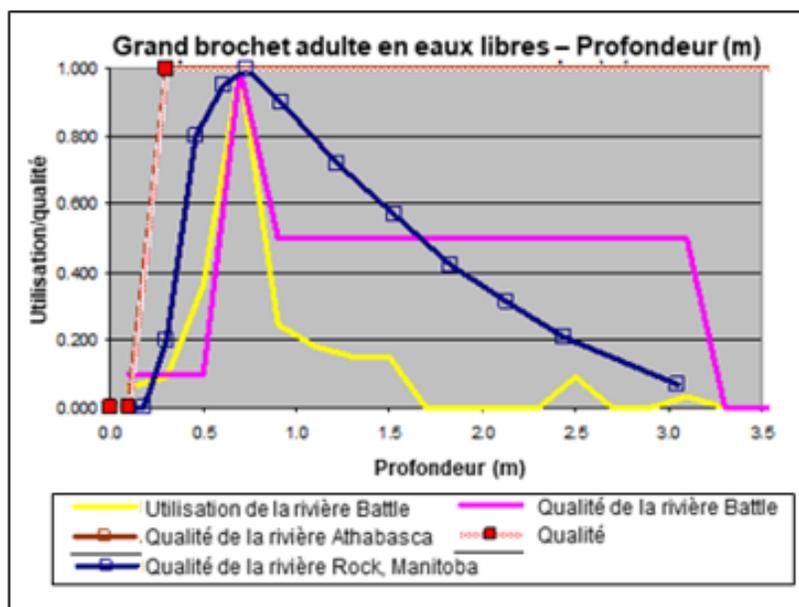
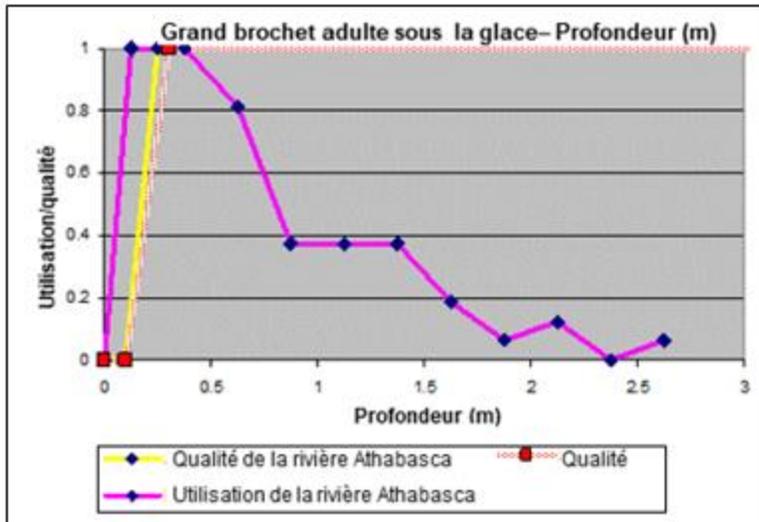


Figure A1.44. Courbe de qualité de l’habitat pour le grand brochet juvénile sous la glace (profondeur en m). La courbe des critères de qualité de l’habitat n’a pas été établie.



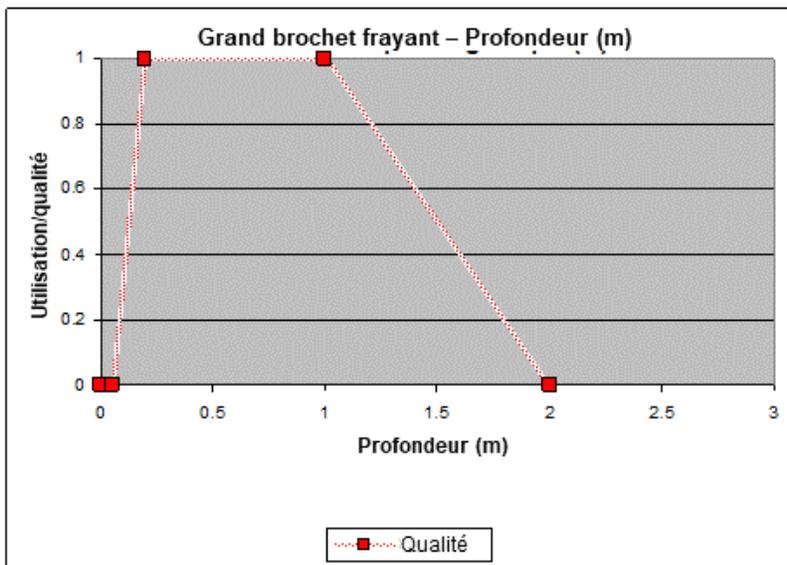
Profondeur (m)	Qualité
0	0
0.1	0
0.3	1
10	1

Figure A1.45. Courbe de qualité de l’habitat pour le grand brochet adulte en eaux libres (profondeur en m). La principale exigence relative à la profondeur est de veiller à ce que le poisson soit submergé dans l’eau. La profondeur n’est pas restrictive.



Profondeur (m)	Qualité
0	0
0.1	0
0.3	1
10	1

Figure A1.46. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet adulte sous la glace (profondeur en m). La courbe des critères de qualité de l'habitat en hiver pour la profondeur correspond à la courbe des critères de qualité de l'habitat en été pour la profondeur.



Profondeur (m)	Qualité
0	0
0.05	0
0.2	1
1	1
2	0

Figure A1.47. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet frayant (profondeur en m). La profondeur de frai est plus faible, d'après les observations des Premières Nations.

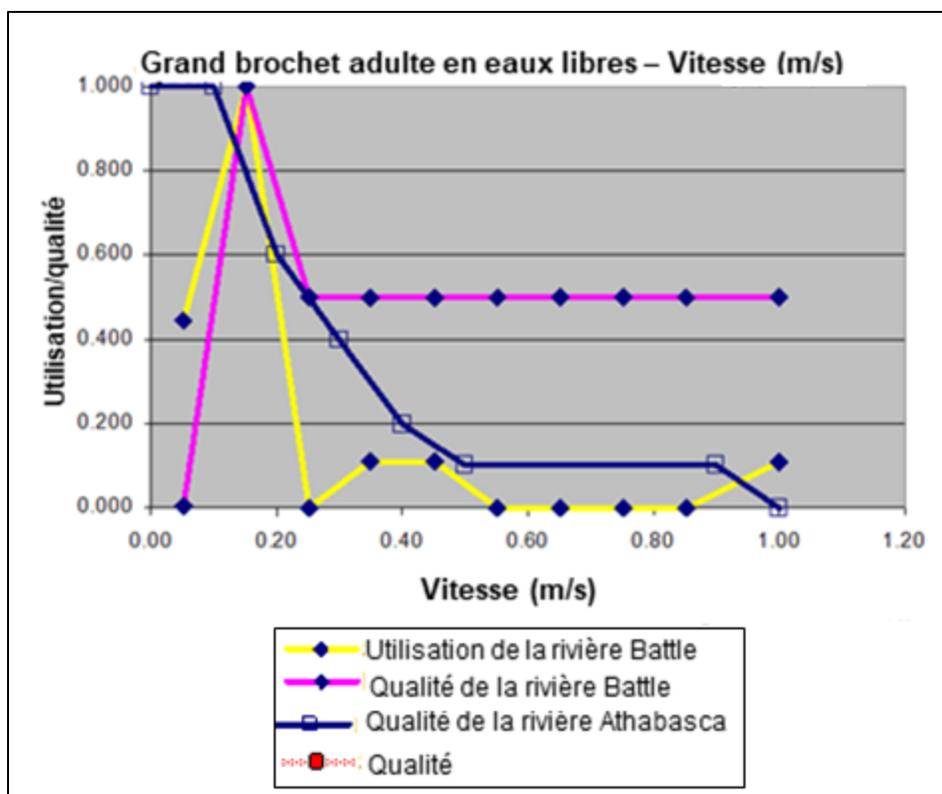


Figure A1.48. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet juvénile en eaux libres (vitesse en m/s). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

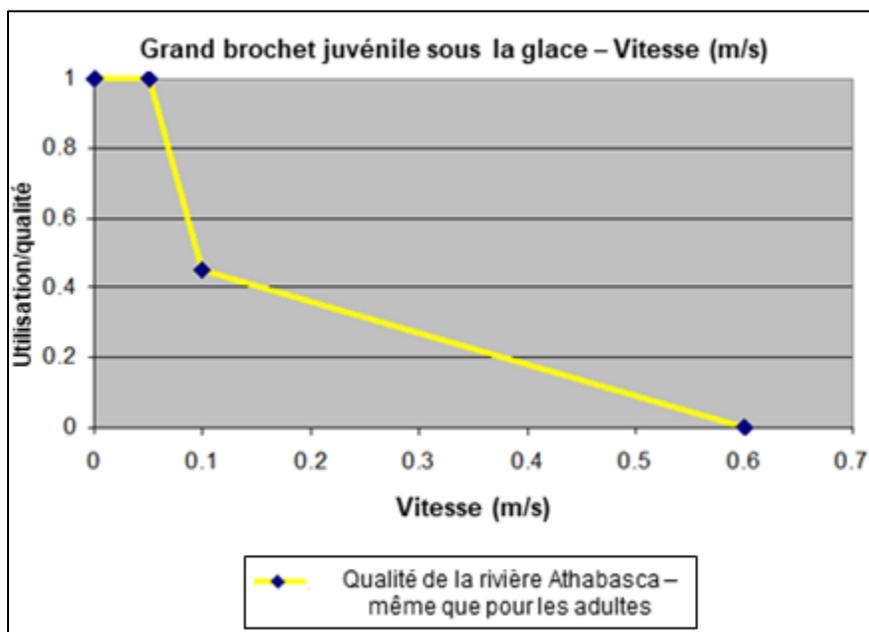


Figure A1.49. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet juvénile sous la glace (vitesse en m/s). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

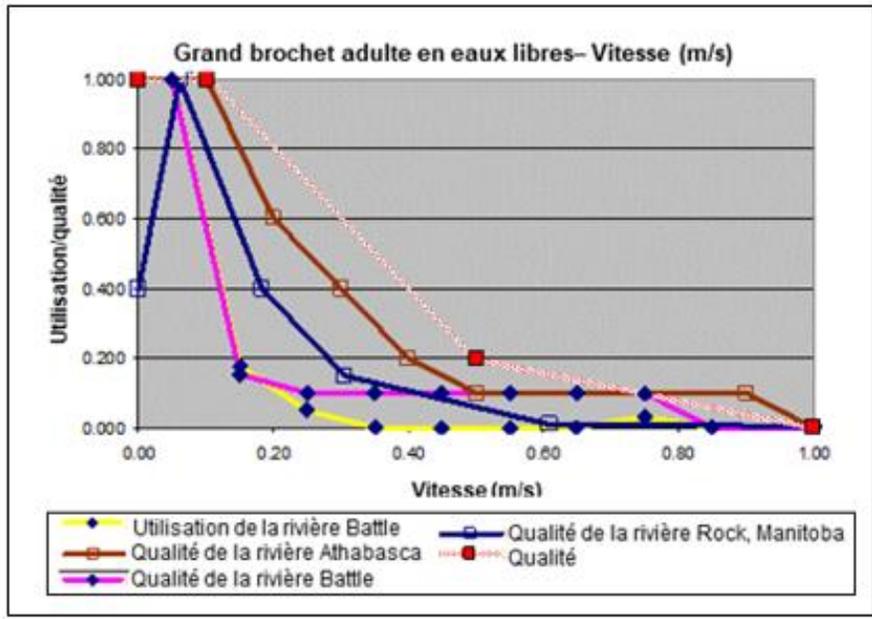


Figure A1.50. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet adulte en eaux libres (vitesse en m/s). À l'occasion seulement le grand brochet adulte est observé à des vitesses de >0,5 m/s pour s'alimenter.

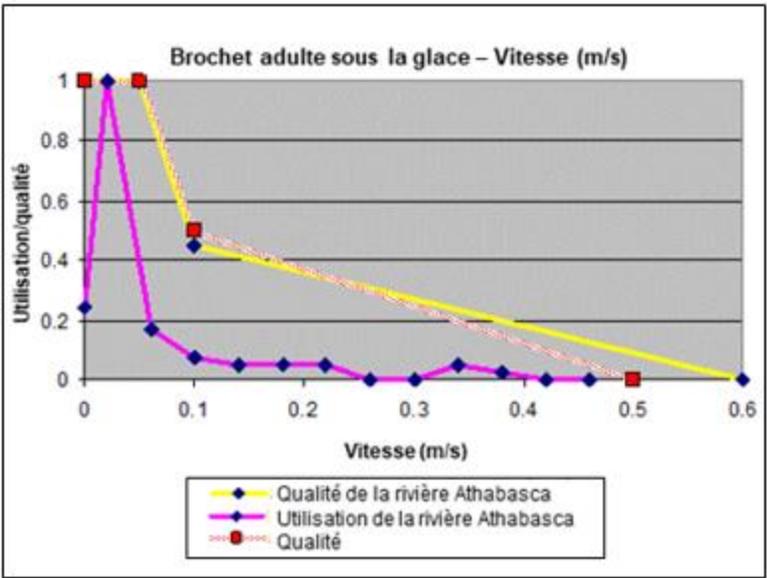


Figure A1.51. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet adulte sous la glace (vitesse en m/s). Les valeurs des critères de qualité de l'habitat en hiver sont moindres que celles de l'été en raison de l'économie d'énergie en hiver.

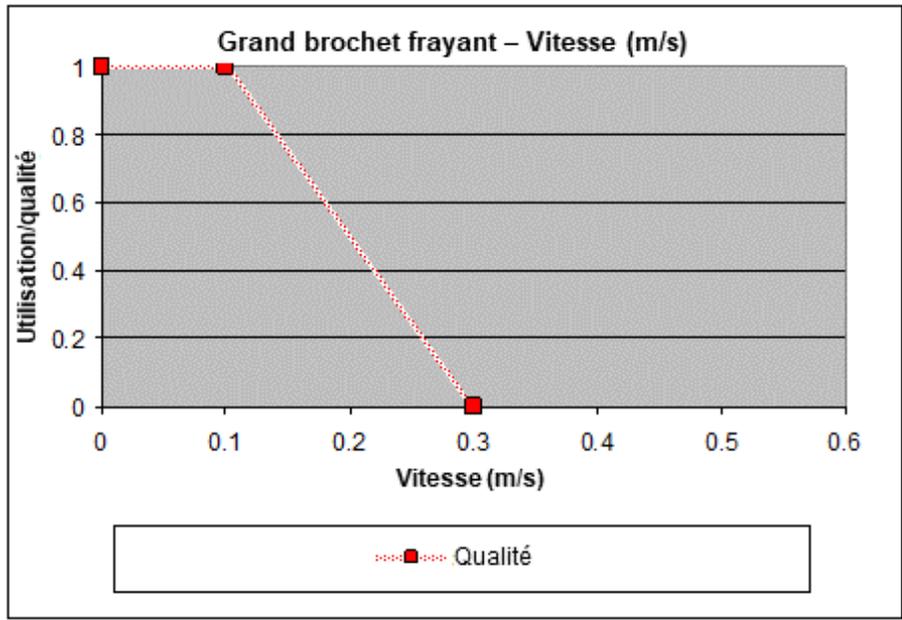


Figure A1.52. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet frayant (vitesse en m/s). La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

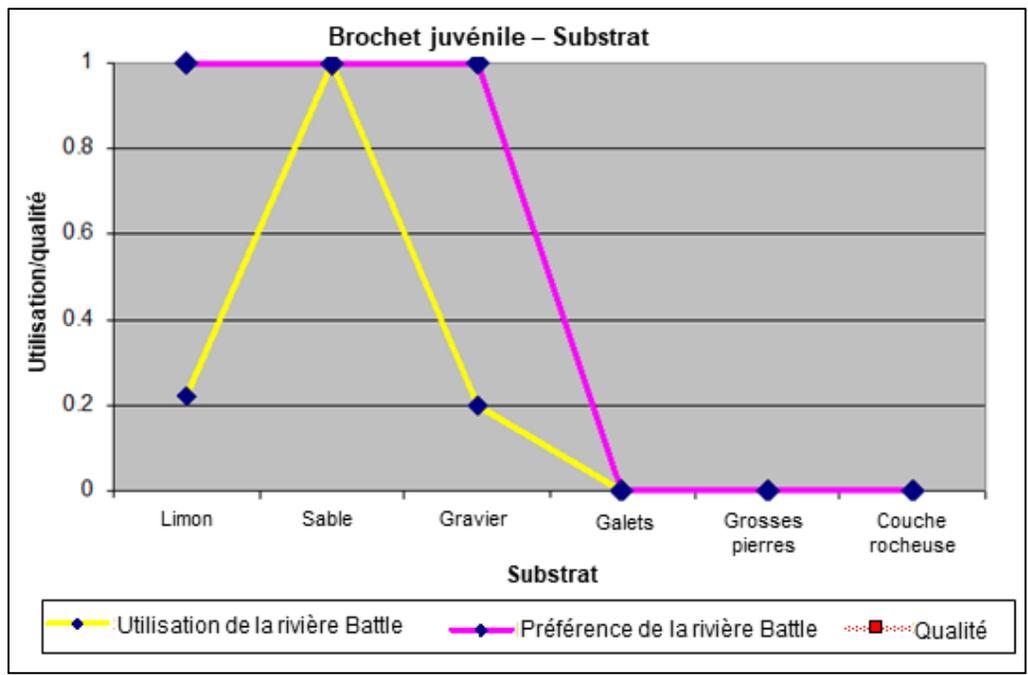


Figure A1.53. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet juvénile en fonction du substrat. Probablement plus en fonction de l'abri que du substrat. La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

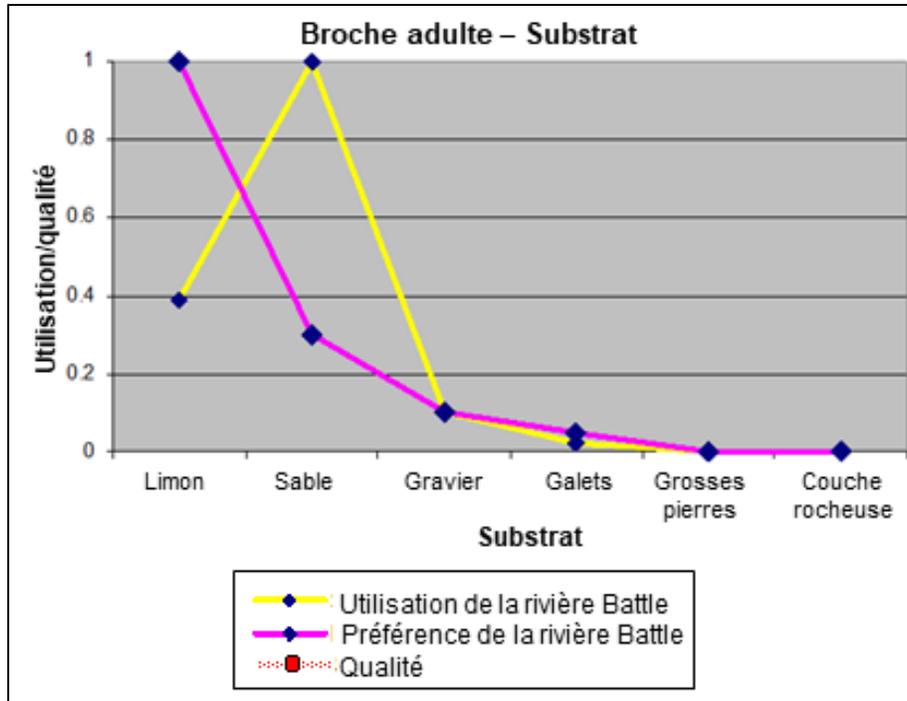


Figure A1.54. Courbe de qualité de l'habitat pour le grand brochet adulte en fonction du substrat. Probablement plus en fonction de l'abri que du substrat. Les substrats plus fins sont plus susceptibles de contenir de la végétation favorisant le grand brochet adulte, qui peut quand même utiliser un substrat abondant pour s'abriter. La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

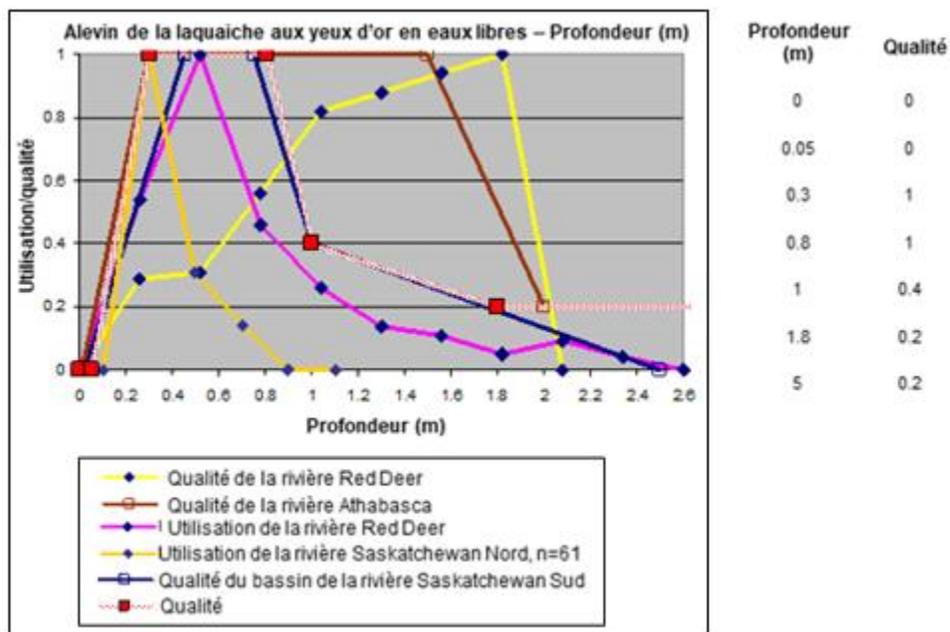


Figure A1.55. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin de la laquaiche aux yeux d'or en eaux libres (profondeur en m). D'après les courbes du bassin de la rivière Saskatchewan Sud et de la rivière Saskatchewan Nord.

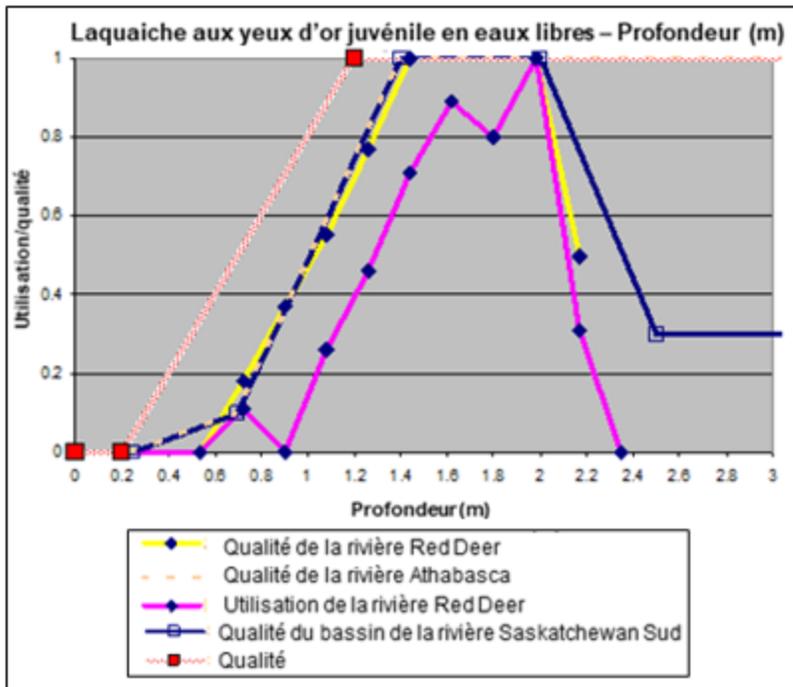


Figure A1.56. Courbe de qualité de l'habitat pour la laquaiche aux yeux d'or juvénile en eaux libres (profondeur en m). Même que la courbe des critères de qualité de l'habitat relativement à la profondeur pour la laquaiche aux yeux d'or adulte.

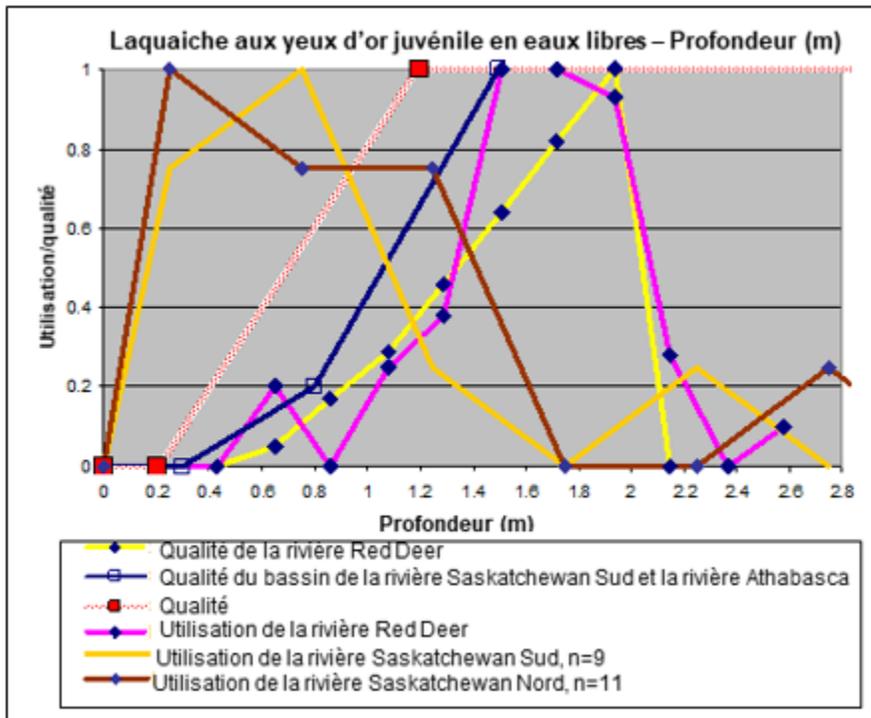


Figure A1.57. Courbe de qualité de l'habitat pour la laquaiche aux yeux d'or adulte en eaux libres (profondeur en m). D'après des données sur la rivière Athabasca. Les remous ont été ciblés comme les premiers emplacements où capturer la laquaiche aux yeux d'or (et d'autres espèces).

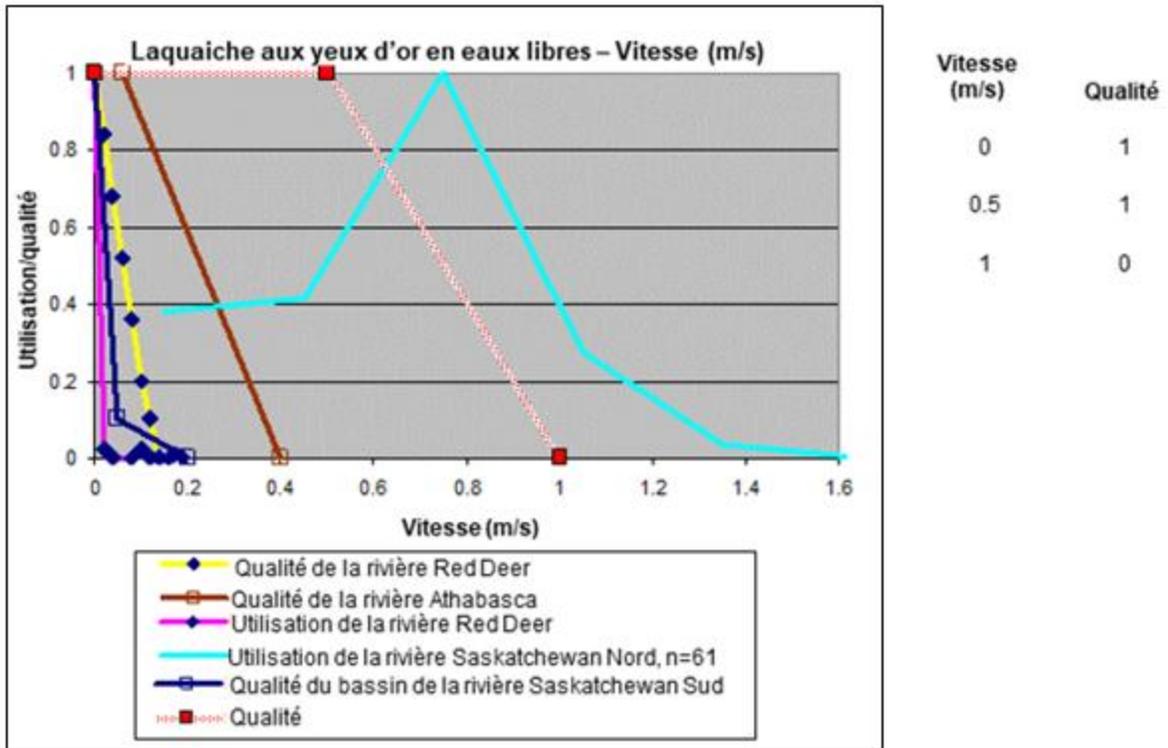


Figure A1.58. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin de la laquaiche aux yeux d'or en eaux libres (vitesse en m/s).

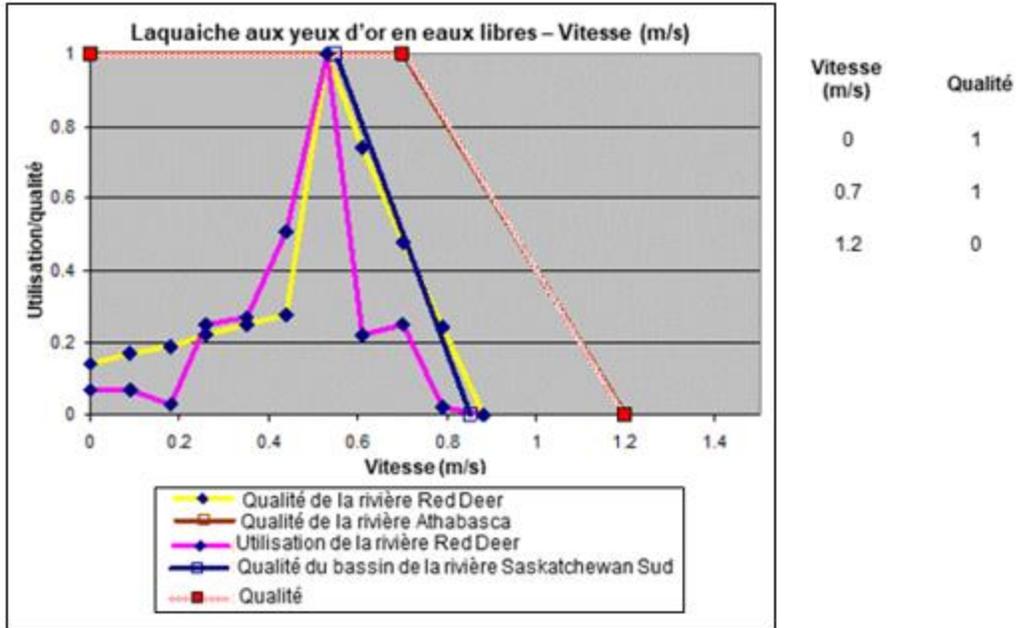


Figure A1.59. Courbe de qualité de l'habitat pour la laquaiche aux yeux d'or juvénile en eaux libres (vitesse en m/s). D'après des données sur la rivière Athabasca.

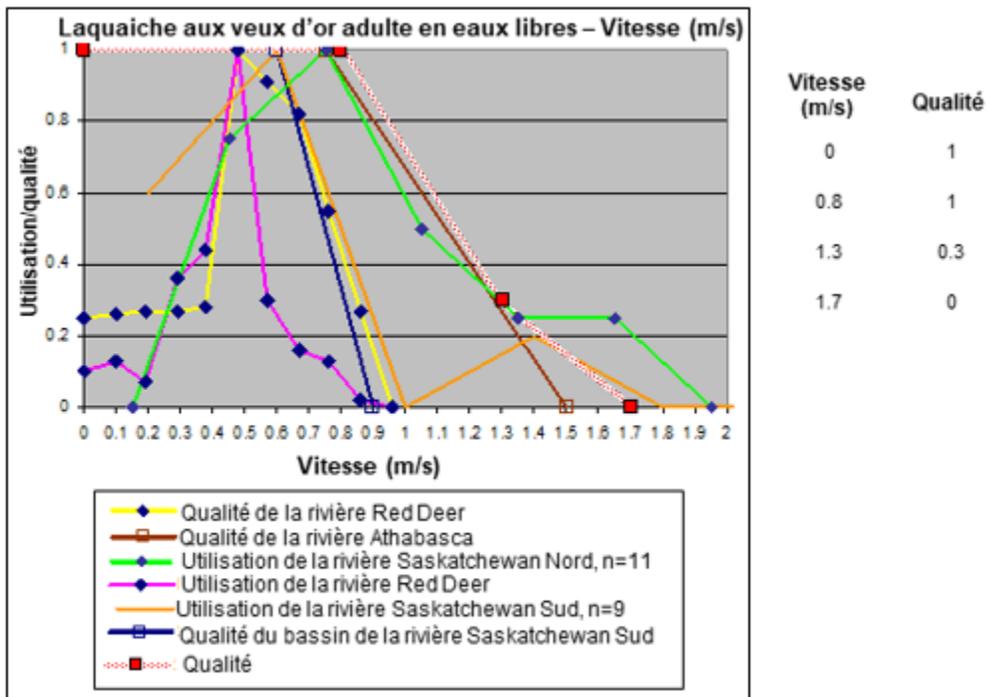


Figure A1.60. Courbe de qualité de l'habitat pour la laquaiche aux yeux d'or adulte en eaux libres (vitesse en m/s). Les vitesses ont été mises à l'échelle en raison de la taille accrue des adultes.

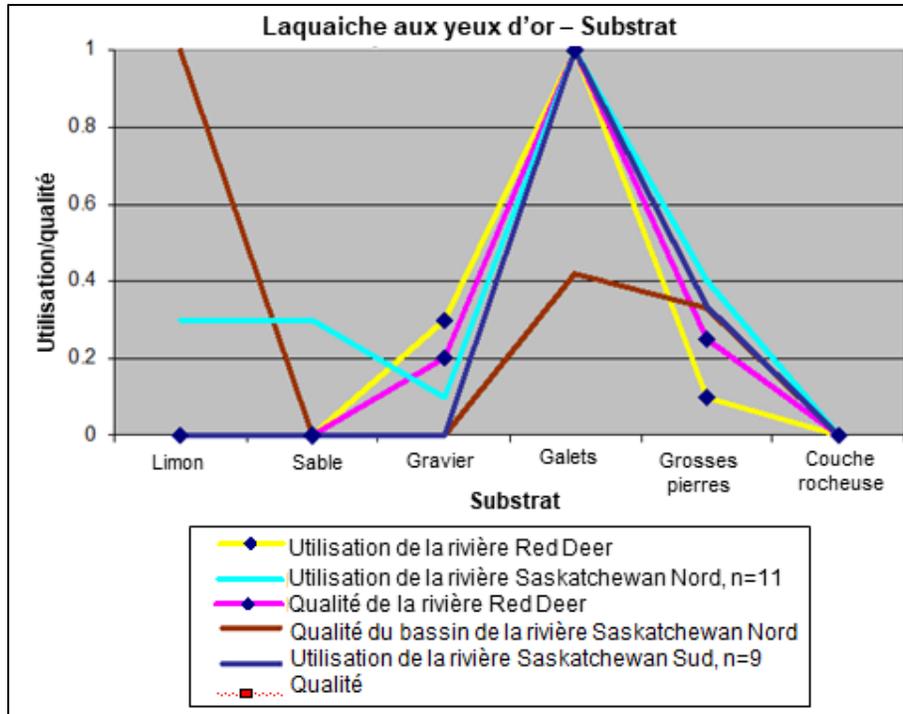


Figure A1.61. Courbe de qualité de l'habitat pour la laquaiche aux yeux d'or adulte en fonction du substrat. La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

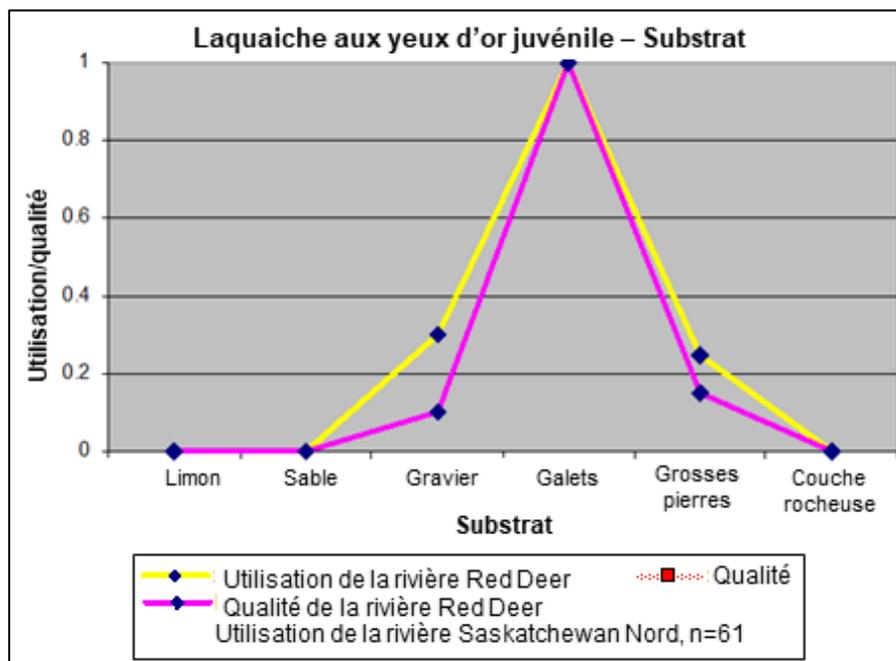


Figure A1.62. Courbe de qualité de l'habitat pour la laquaiche aux yeux d'or juvénile en fonction du substrat. La courbe des critères de qualité de l'habitat n'a pas été établie.

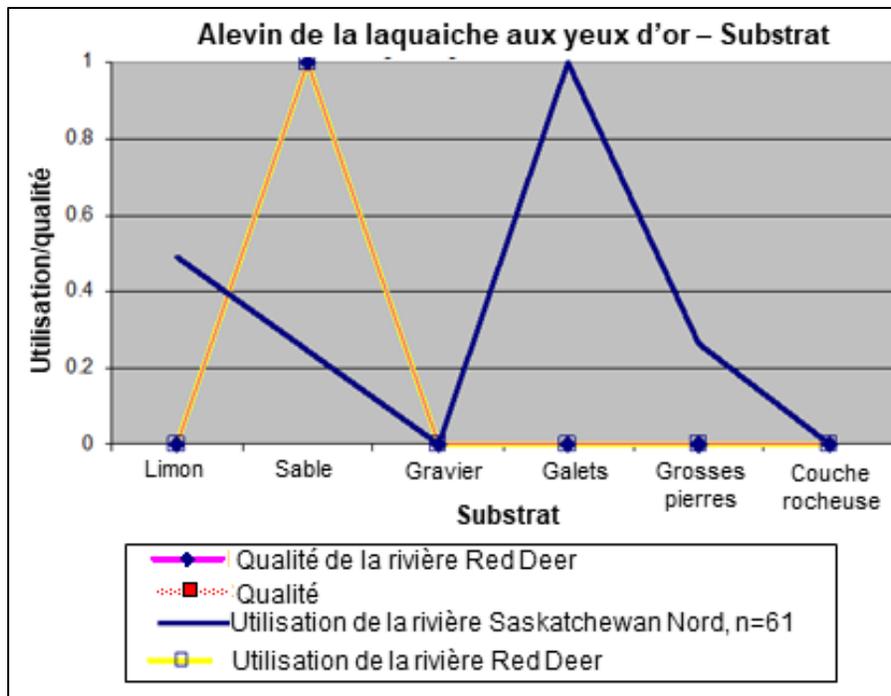


Figure A1.63. Courbe de qualité de l'habitat pour l'alevin de la laquaiche aux yeux d'or en fonction du substrat.

RÉFÉRENCES CITÉES

Clipperton, G.K., C.W. Koning, A.G.H. Locke, J.M. Mahoney, and B. Quazi. 2003. Instream flow needs determinations for the South Saskatchewan River Basin, Alberta, Canada. Alberta Environment, Edmonton, AB. 271 pp.

ANNEXE 2 : CALCUL DE L'HABITAT DU POISSON DISPONIBLE ET UTILISE – ÉTABLISSEMENT DE LA COURBE DES CRITERES DE QUALITE DE L'HABITAT

Les courbes de qualité de l'habitat utilisant les données spatiales d'échantillonnage du poisson ont été établies pour représenter l'utilisation de l'habitat du poisson. Les tracés du bateau recueillis au moyen du GPS durant les transects de la pêche à l'électricité ont été utilisés pour décrire l'habitat disponible. Chaque fichier de données GPS recueillies durant les sorties de pêche à l'électricité a été ouvert dans Pathfinder Office. Les données ont ensuite été exportées vers un fichier de format *.csv auquel un nom unique a été donné. Le fichier *.cdg créé pour un site donné et pour un débit représentatif du débit déclaré lorsque l'échantillonnage de pêche a été réalisé a été ouvert dans River2D. L'utilisation de la fonction d'extraction des points vers un fichier *.csv a permis d'extraire de l'espace-modèle du River2D les données du fichier *.csv de la pêche électrique sur la profondeur, la vitesse et le substrat pour chaque position dans l'espace, et un nouveau fichier *.csv a été créé. Ainsi, les données des positions dans l'espace recueillies chaque seconde avaient maintenant des données correspondantes sur la disponibilité de l'habitat, et les données spatiales sur la capture du poisson avaient maintenant des données correspondantes sur l'utilisation de l'habitat du poisson. Chaque registre de prélèvement d'individus produit à un site donné, une journée donnée et à un moment donné dans une section transversale, un transect et un bassin à poissons a été associé à des données sur l'utilisation de l'habitat physique (profondeur, vitesse et substrat) provenant des données spatiales de prélèvement du poisson correspondantes.

L'établissement de courbes de qualité de l'habitat à partir de données sur les prises s'est limité à la pêche de poissons considérés comme des individus adultes (longueur à la fourche de >250 mm) et d'espèces dont les tailles d'échantillon minimales étaient de 30 à un site donné.

- Les données du site 1 durant la période d'importance biologique 4 en 2005 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le meunier rouge, le meunier noir, le chevalier rouge et le doré jaune.
- Les données du site 1 durant la période d'importance biologique 2 en 2006 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le meunier noir, le chevalier rouge et le doré jaune.
- Les données du site 2 durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et en 2006 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le chevalier blanc, le meunier noir et le chevalier rouge.
- Les données du site 3 durant la période d'importance biologique 4 en 2005 présentaient des tailles d'échantillon appropriées pour le meunier noir et le chevalier rouge.

Une approche basée sur des histogrammes a été employée pour créer des courbes de disponibilité et d'utilisation qui pourraient ensuite être utilisées pour calculer les courbes de qualité de l'habitat (Bovee 1986). L'équation de Sturges a été utilisée pour définir les tailles de segment optimales :

$$X = (D_{max} - D_{min})(1 + 3.322 * \log(n))$$

où D_{max} est la valeur maximale observée, D_{min} est la valeur minimale observée, et n est la taille de l'échantillon (Sturges 1926).

La composante du substrat de l'habitat est décrite seulement par le substrat dominant pour une position dans l'espace donnée dans le modèle de River2D. La description de l'utilisation du substrat et du substrat disponible tirée des extrants du modèle a limité l'analyse au substrat dominant dans les observations. Le substrat a été résumé comme une utilisation proportionnelle pour chaque espèce de poisson à chaque site. Le substrat disponible a été calculé pour les transects visés par la pêche à l'intérieur de chaque site comme la proportion disponible.

Les critères de qualité de l'habitat ont été calculés grâce aux méthodes décrites par Bovee (1986), au moyen de l'équation suivante :

$$S_i = U_i/A_i$$

où S_i est l'indice de qualité non normalisé à X_i , U_i est la fréquence relative d'occurrence à X_i pour une espèce de poissons donnée, A_i est la fréquence relative d'occurrence à X_i pour la disponibilité d'après l'ensemble des observations, et X_i est l'intervalle du paramètre X . Le ratio calculé est ensuite normalisé sur une échelle de 0 à 1 au moyen de l'équation suivante :

$$S_i = \frac{S_i}{MaxS}$$

où S_i est l'indice de qualité normalisé à l'intervalle de la variable et $MaxS$ est l'indice de qualité maximal pour la plage de la variable S_i .

Lorsqu'une valeur de qualité pour un intervalle donné était inférieure aux deux intervalles immédiatement adjacents, une moyenne mobile de trois points a été calculée pour lisser les données. Dans certains cas, une deuxième moyenne mobile de trois points a été nécessaire pour éliminer la distribution bimodale.

En ce qui concerne les courbes de qualité de la profondeur, une fois la valeur optimale de 1 atteinte pour une profondeur donnée, toutes les profondeurs supérieures à cette valeur ont été associées à une valeur de 1, puisque la profondeur n'était pas considérée comme restrictive à des profondeurs supérieures à la valeur utilisée dans ces courbes de préférence. River2D multiplie les valeurs de qualité de la profondeur, de la vitesse et du substrat pour calculer la superficie utilisable pondérée d'une espèce et d'un cycle biologique en particulier.

Les divers sites contenaient des combinaisons différentes d'habitat disponible quant à la profondeur, à la vitesse et au substrat. Aux fins de la saisie d'un modèle d'utilisation de l'habitat du poisson représentatif de la rivière Saskatchewan dans son ensemble sur les 30 premiers kilomètres en aval de la station hydroélectrique E.B. Campbell, les données recueillies aux sites 1, 2 et 3 durant la période d'importance biologique 4 ont été mises ensemble pour calculer un critère de qualité de l'habitat unique pour chaque espèce.

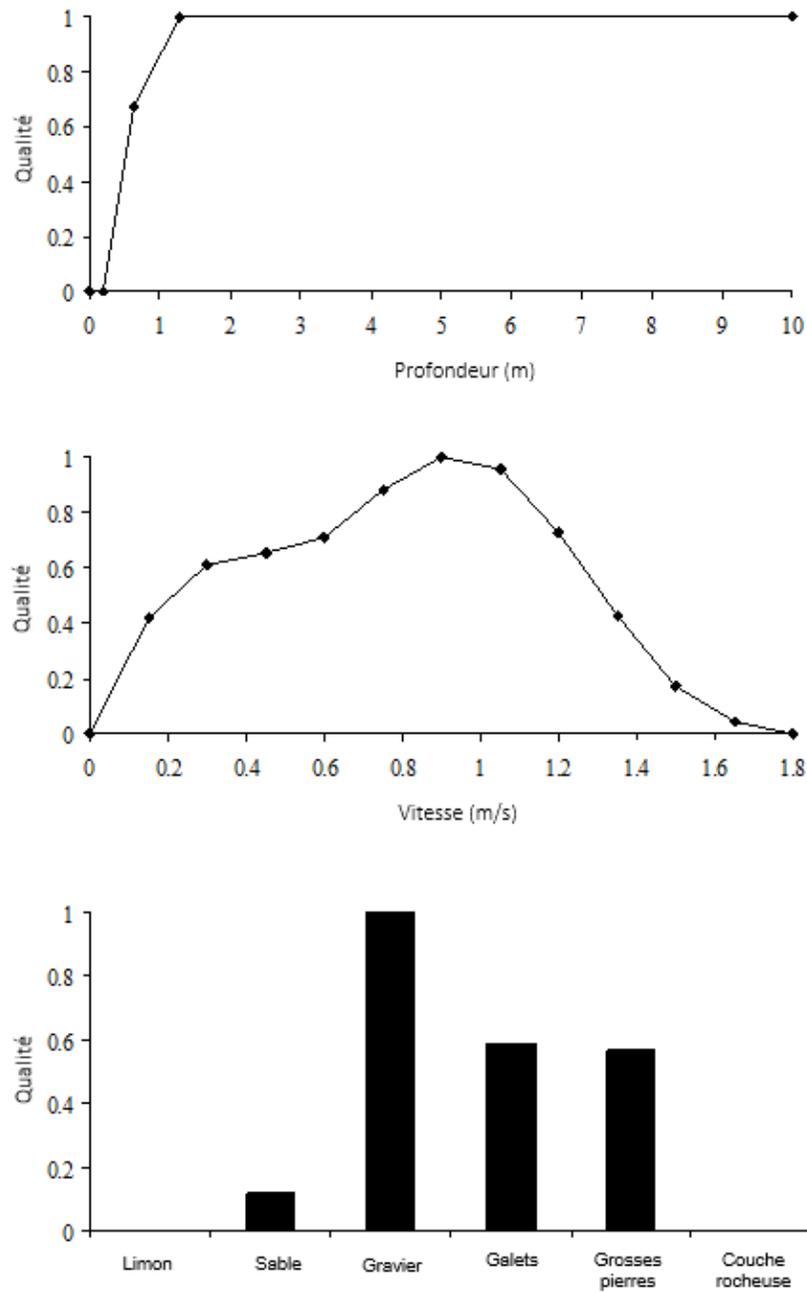


Figure A2.1 Critères de qualité de l'habitat calculés pour le meunier noir, tirés des données de 2005 et 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 4 aux sites 1, 2 et 3.

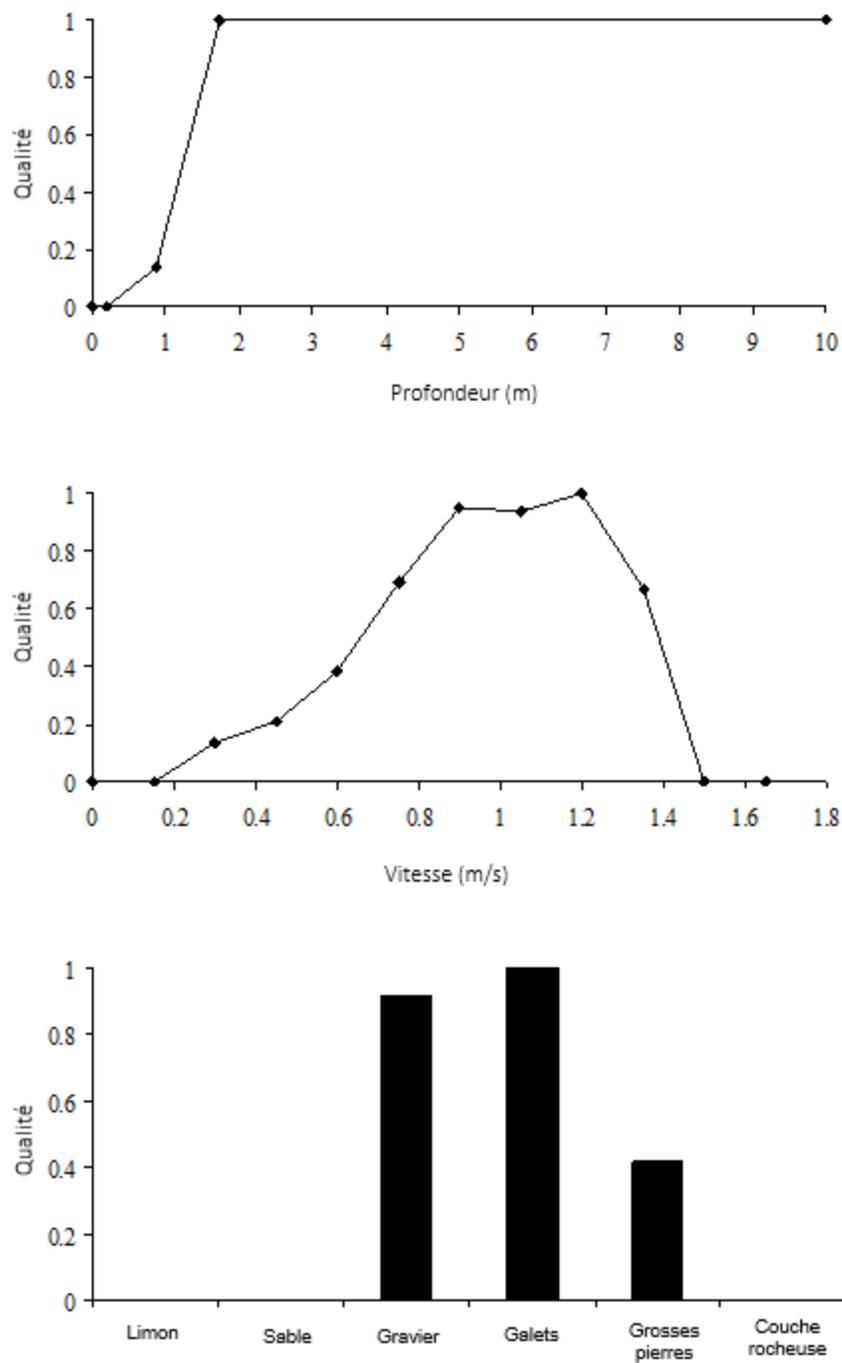


Figure A2.2. Critères de qualité de l'habitat calculés pour le meunier rouge, tirés des données de 2005 et 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 4 aux sites 1, 2 et 3.

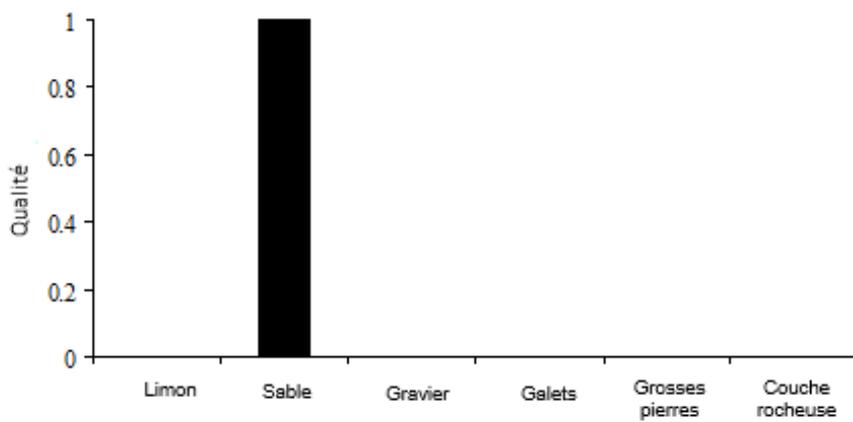
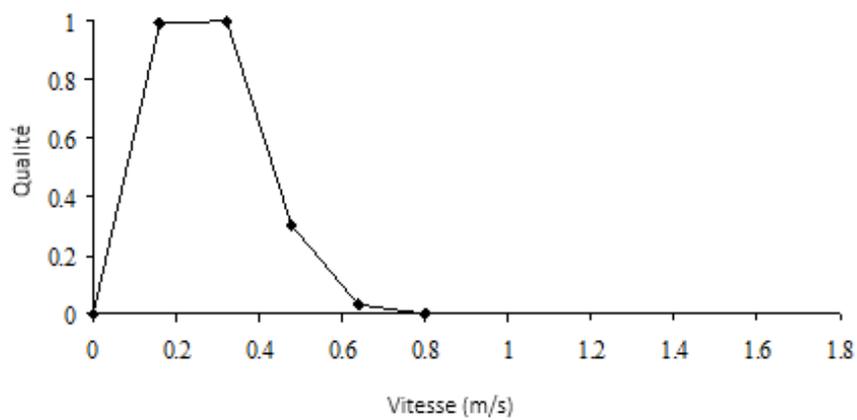
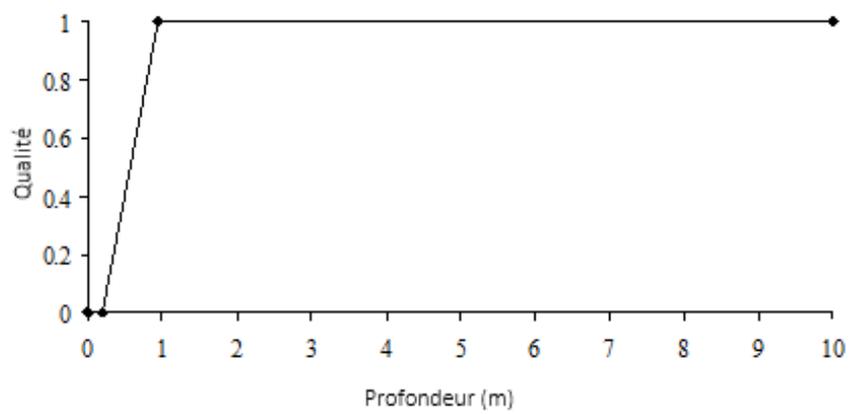


Figure A2.3 Critères de qualité de l'habitat calculés pour le chevalier blanc, tirés des données de 2005 et 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 4 aux sites 1, 2 et 3.

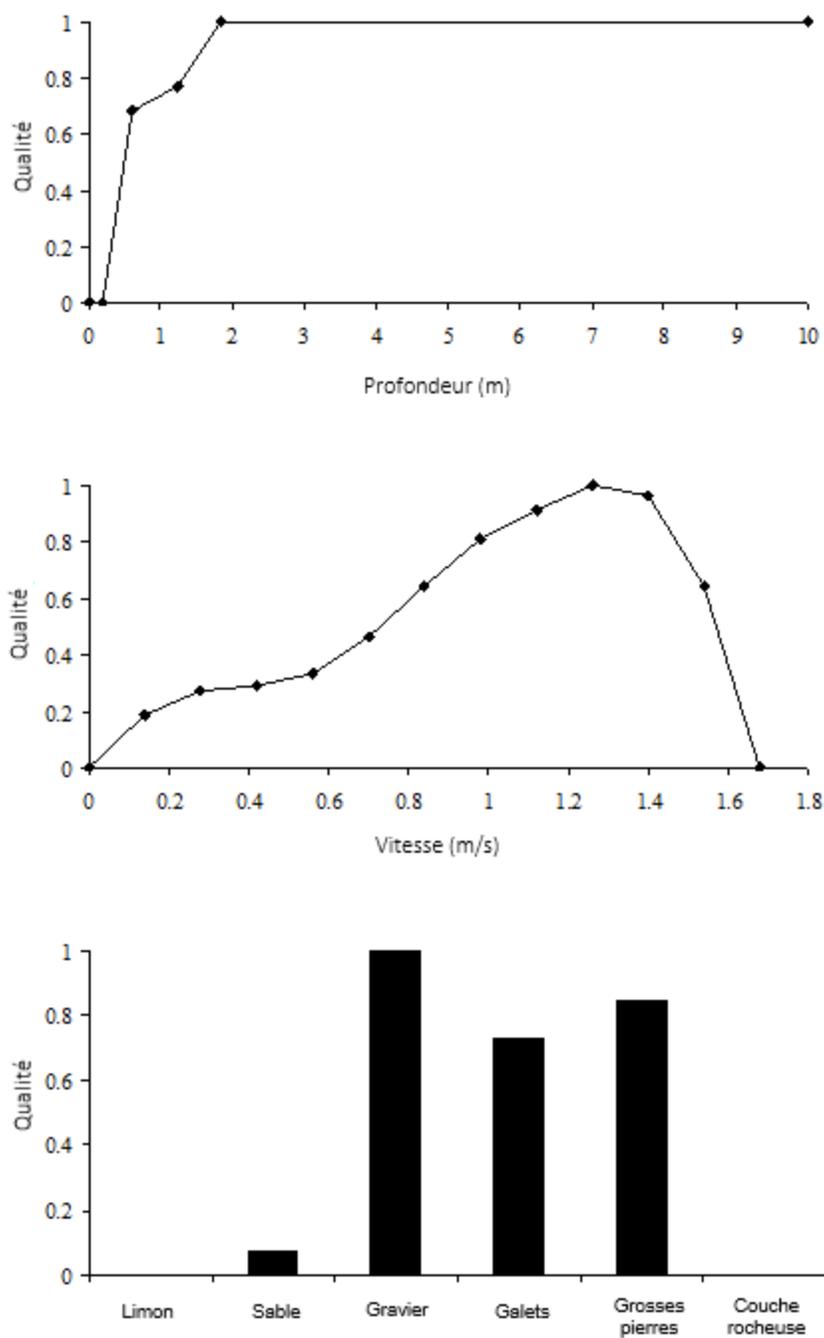


Figure A2.4. Critères de qualité de l'habitat calculés pour le chevalier rouge, tirés des données de 2005 et 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 4 aux sites 1, 2 et 3.

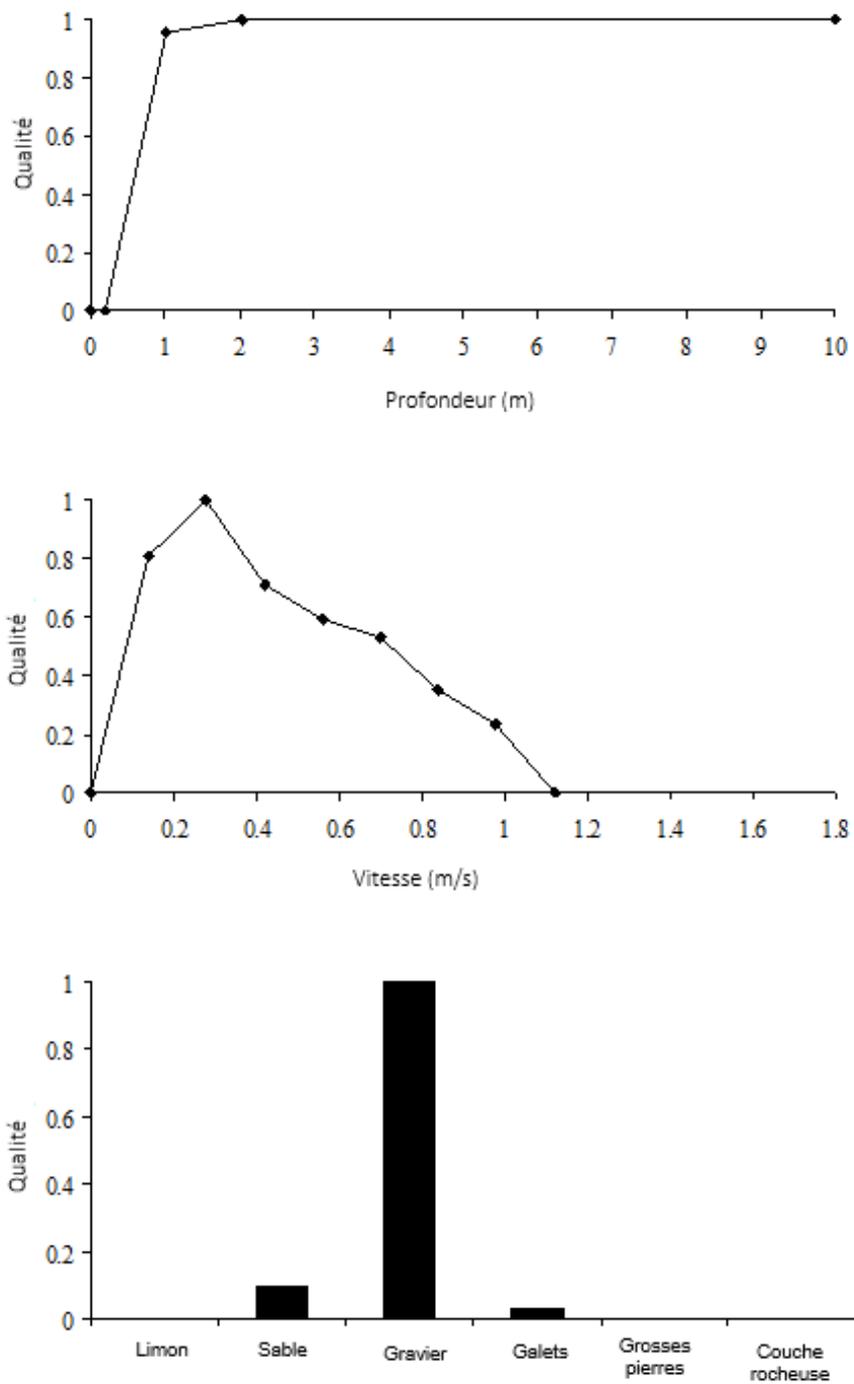


Figure A2.5. Critères de qualité de l'habitat calculés pour le doré jaune, tirés des données de 2005 et 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 4 aux sites 1, 2 et 3.

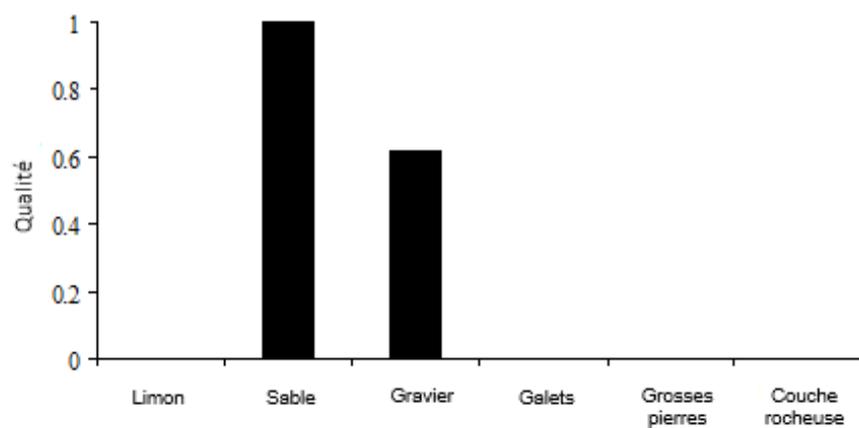
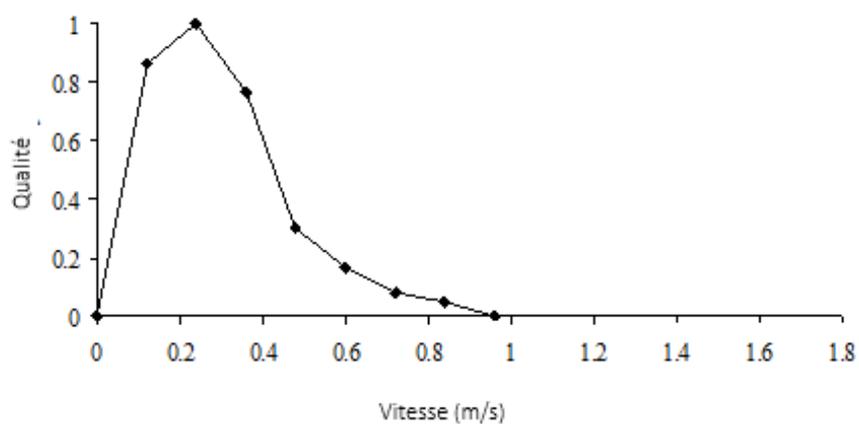
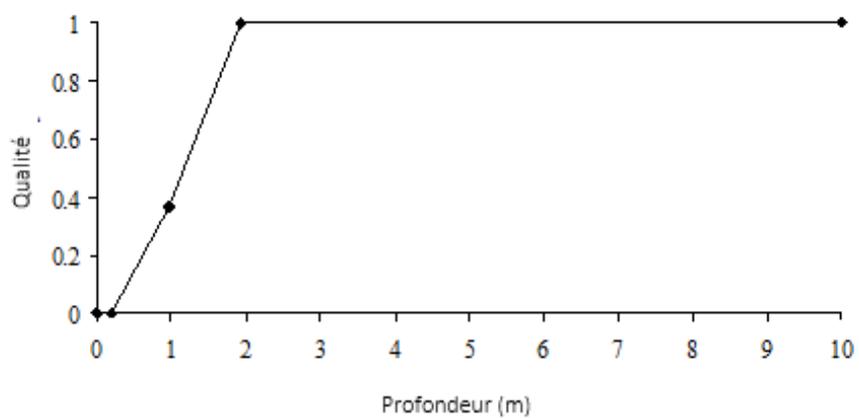


Figure A2.6. Critères de qualité de l'habitat calculés pour le grand brochet, tirés des données de 2005 et 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 4 aux sites 1, 2 et 3.

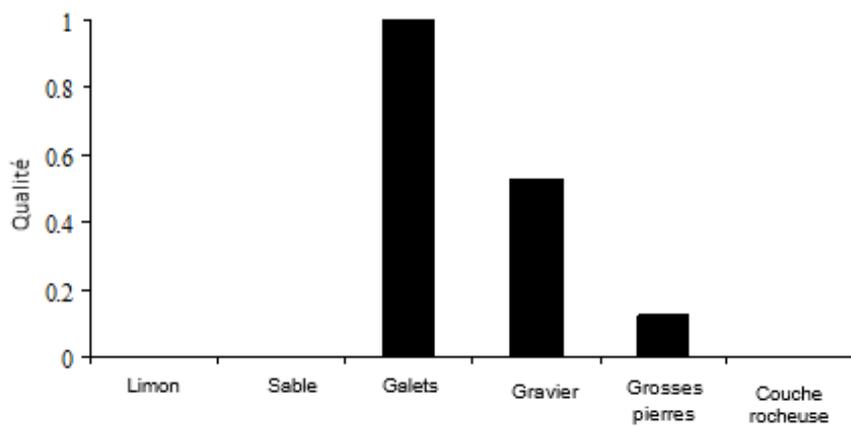
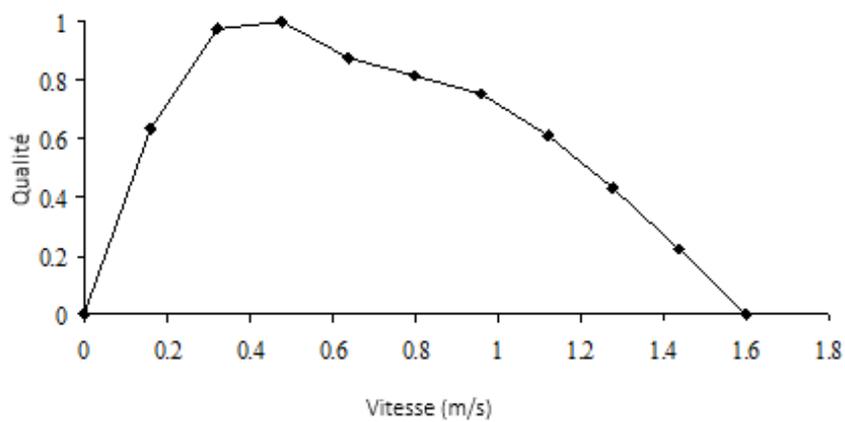
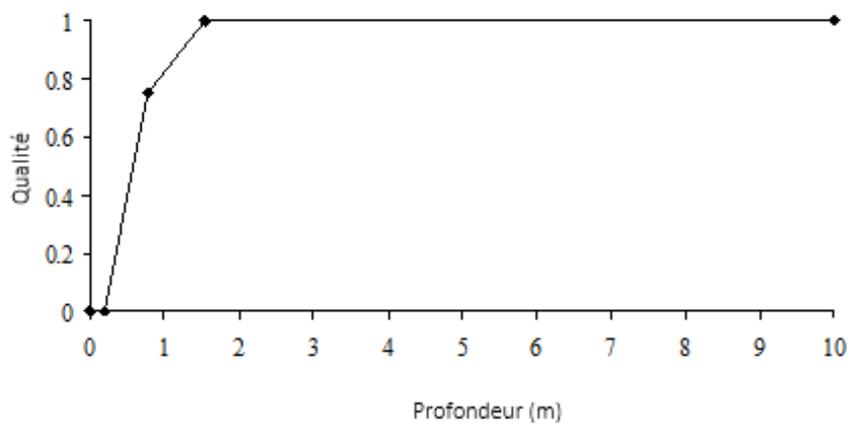


Figure A2.7. Critères de qualité de l'habitat calculés pour le meunier noir, tirés des données de 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 2 au site 1.

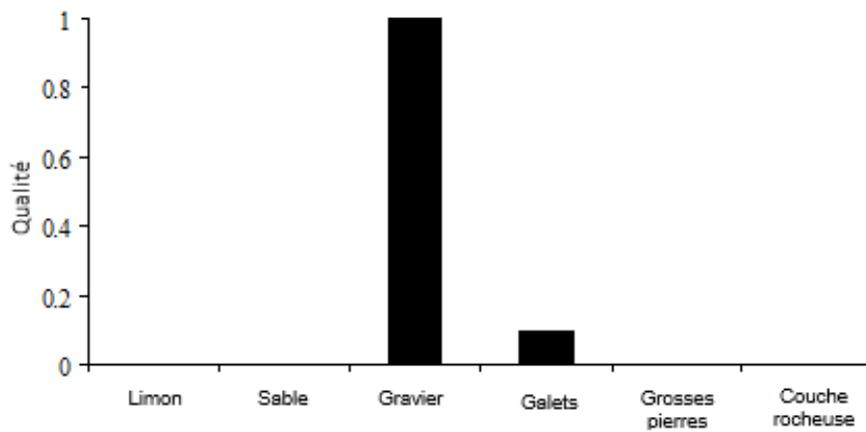
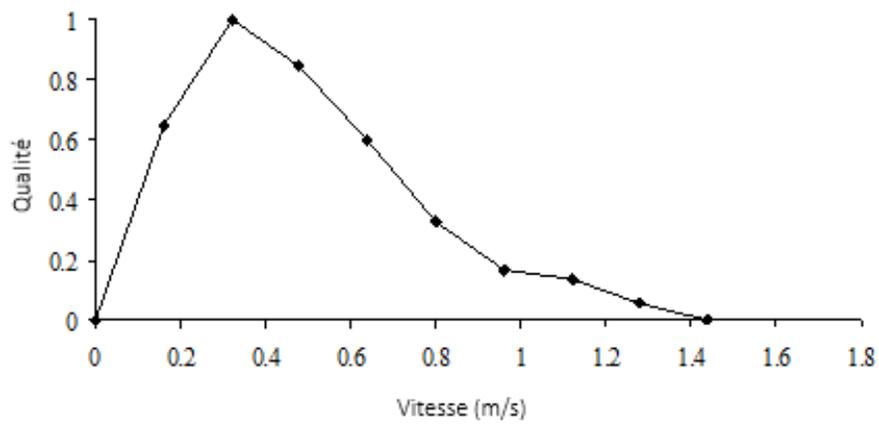
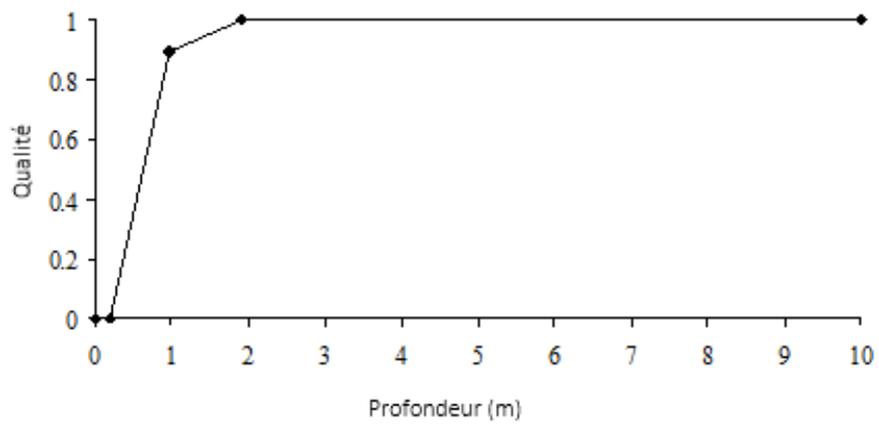


Figure A2.8. Critères de qualité de l'habitat calculés pour le chevalier rouge, tirés des données de 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 2 au site 1.

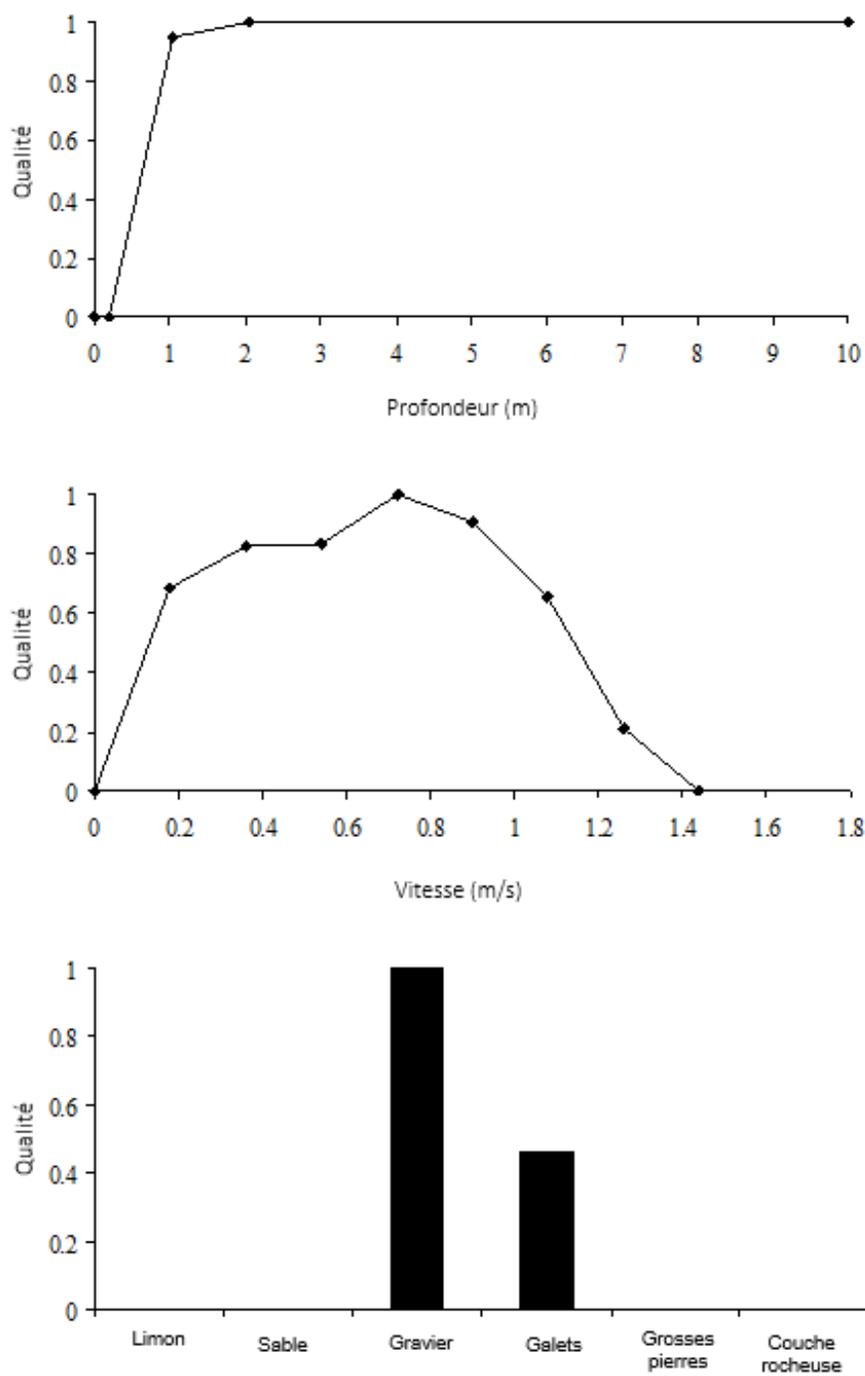


Figure A2.9. Critères de qualité de l'habitat calculés pour le doré jaune, tirés des données de 2006 recueillies durant la période d'importance biologique 2 au site 1.

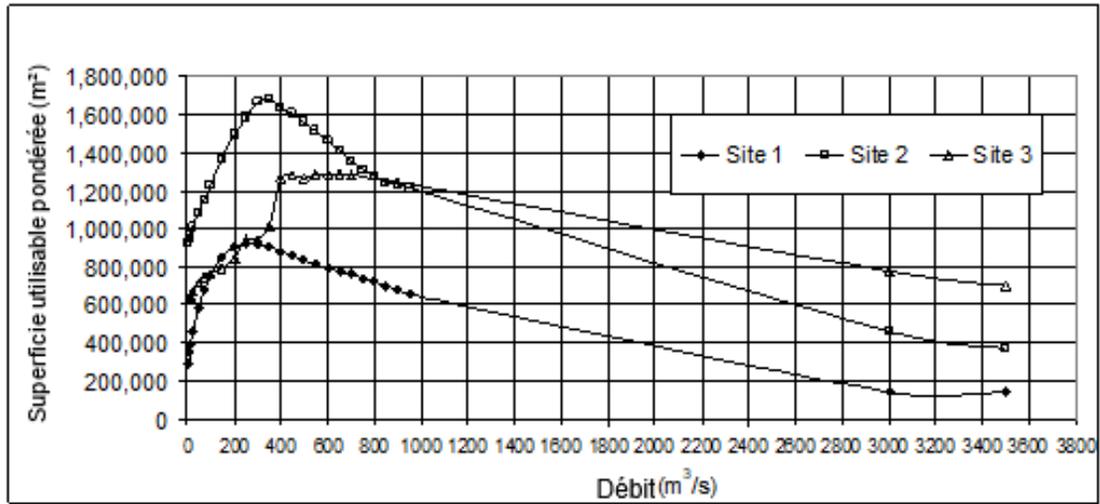


Figure A2.10. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le doré jaune adulte aux sites 1, 2 et 3.

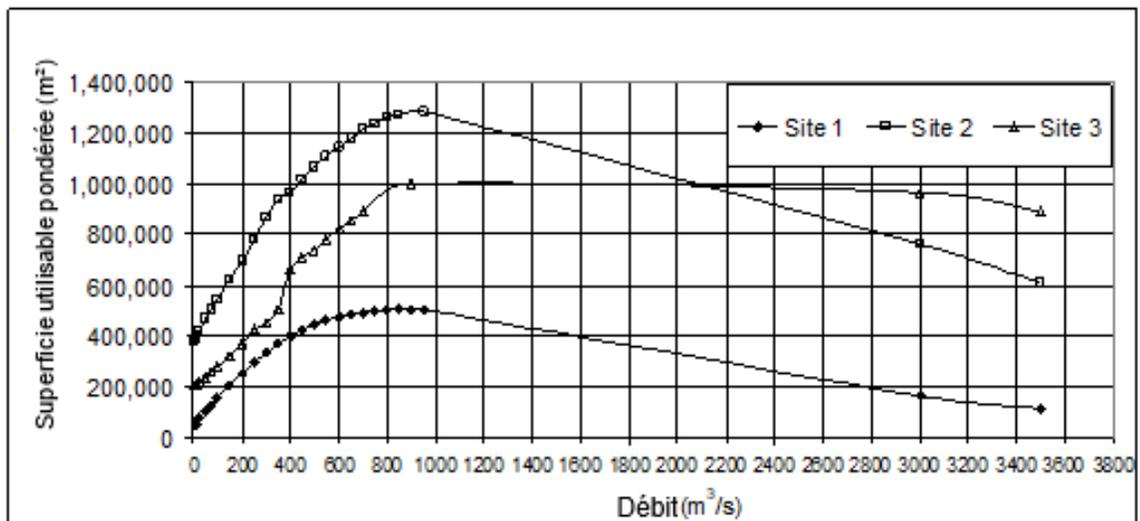


Figure A2.11. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour l'esturgeon jaune adulte aux sites 1, 2 et 3.

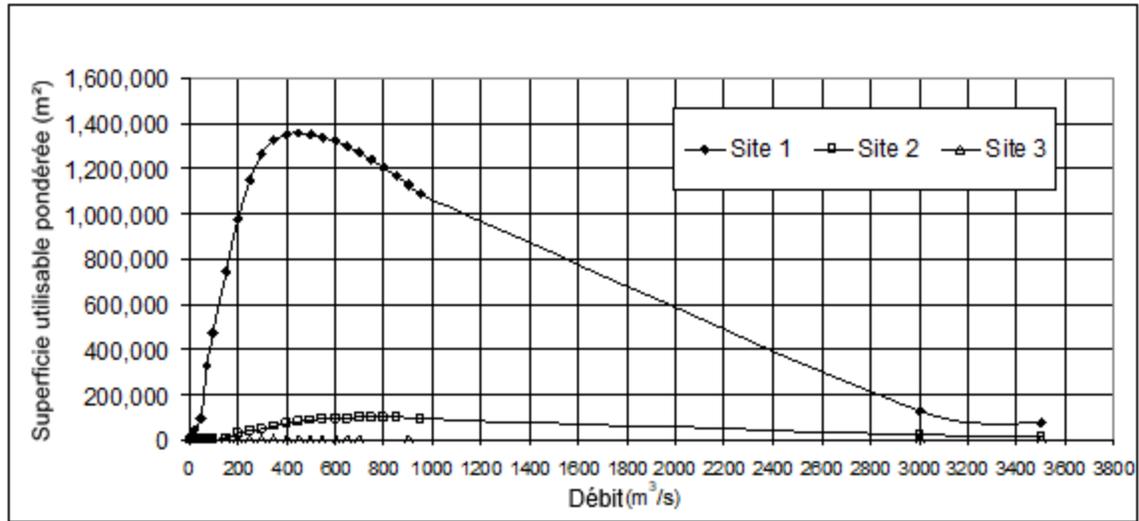


Figure A2.12. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour l'esturgeon jaune frayant aux sites 1, 2 et 3.

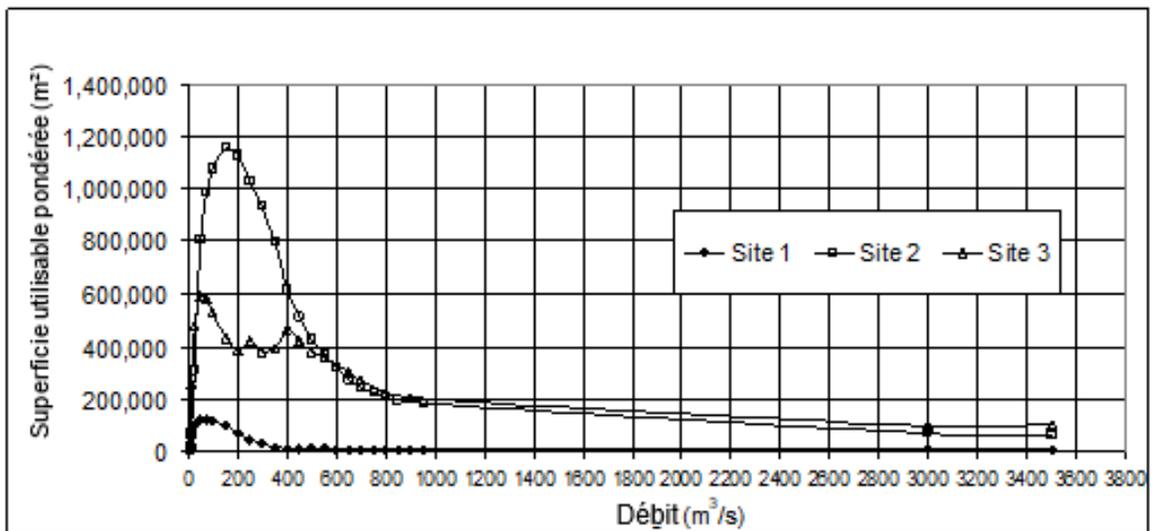


Figure A2.13. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour l'esturgeon jaune juvénile aux sites 1, 2 et 3.

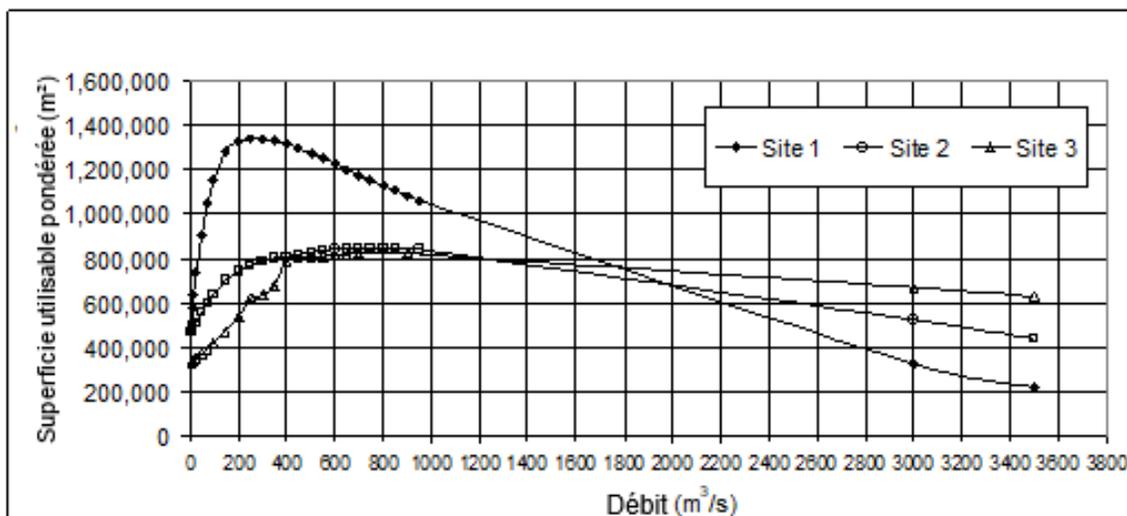


Figure A2.14. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le chevalier rouge adulte aux sites 1, 2 et 3.

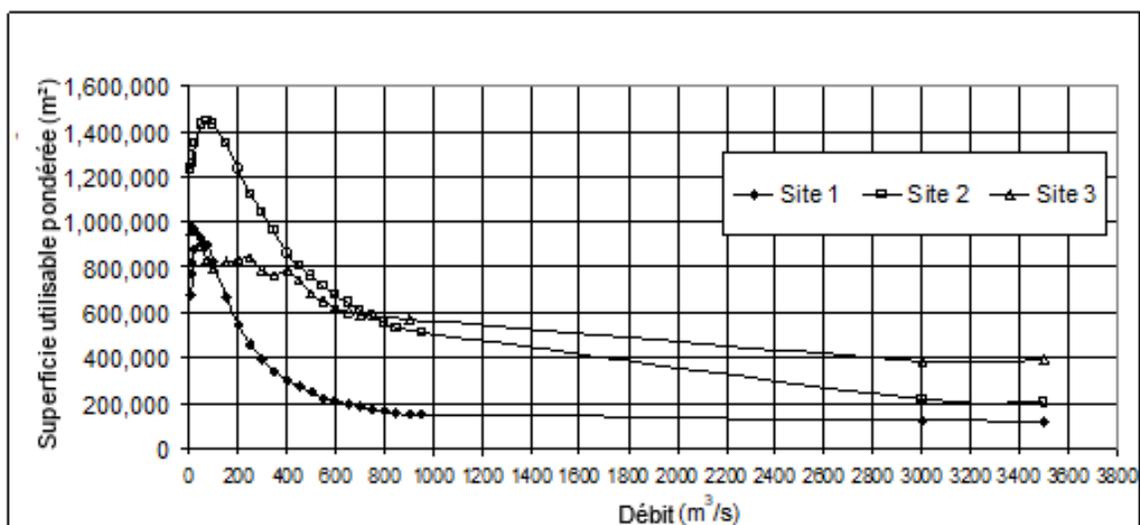


Figure A2.15. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le grand brochet adulte aux sites 1, 2 et 3.

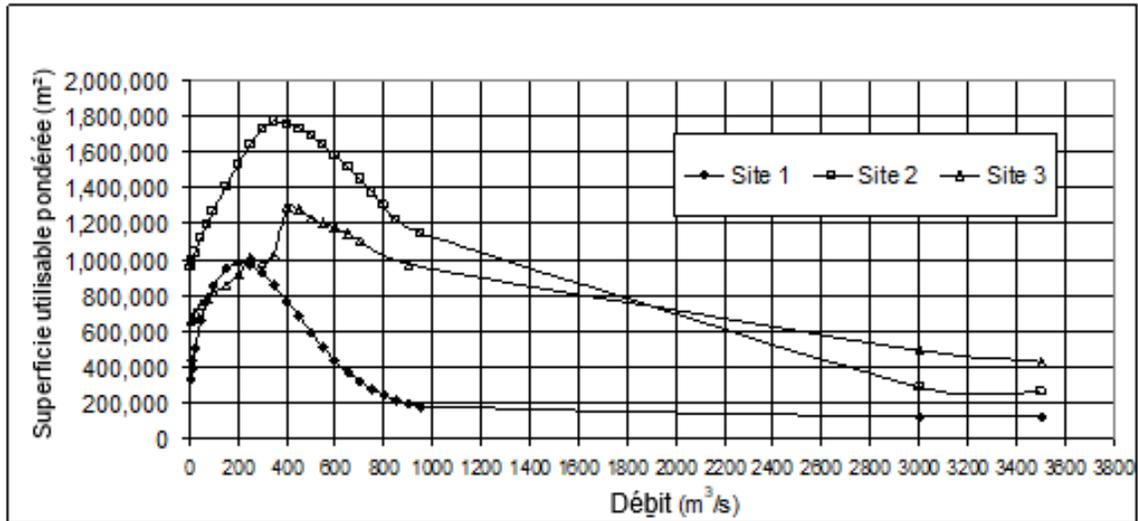


Figure A2.16. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour la laquache aux yeux d'or adulte aux sites 1, 2 et 3.

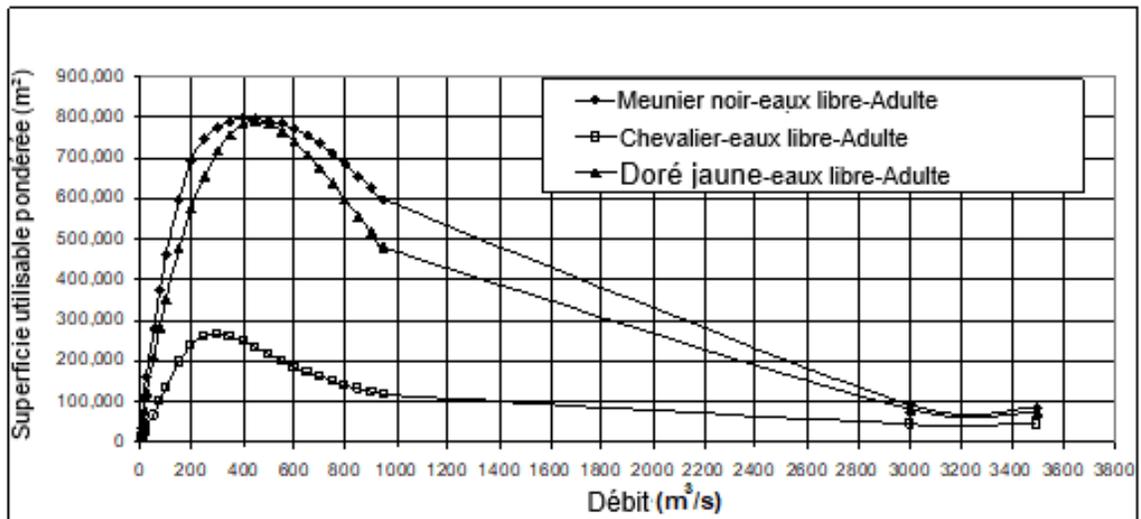


Figure A2.17. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le meunier noir, le chevalier rouge et le doré jaune au site 1, avec les données recueillies durant la période d'importance biologique 2 en 2006.

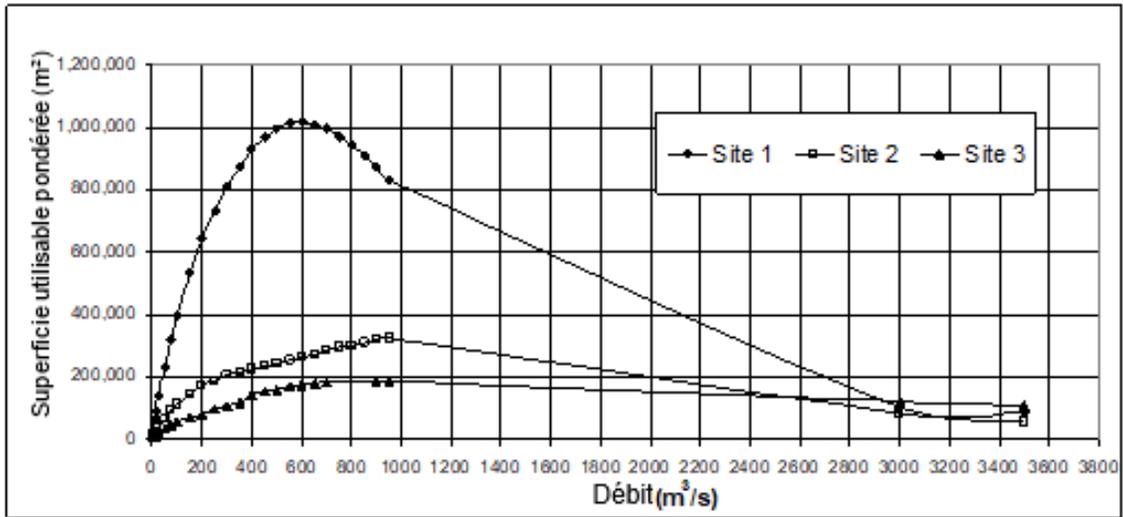


Figure A2.18. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le meunier noir aux sites 1, 2 et 3, avec les données recueillies durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et 2006.

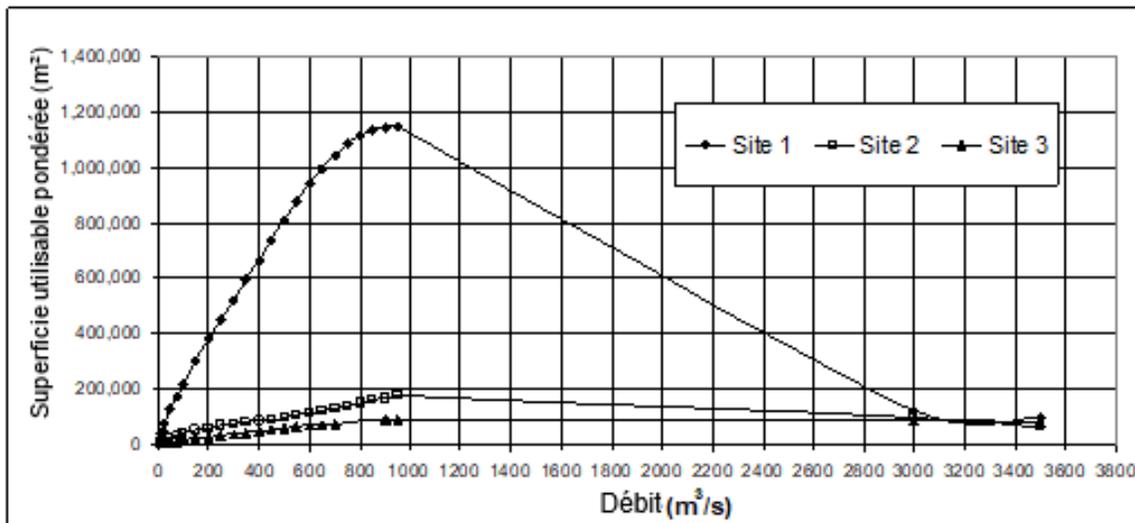


Figure A2.19. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le chevalier rouge aux sites 1, 2 et 3, avec les données recueillies durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et 2006.

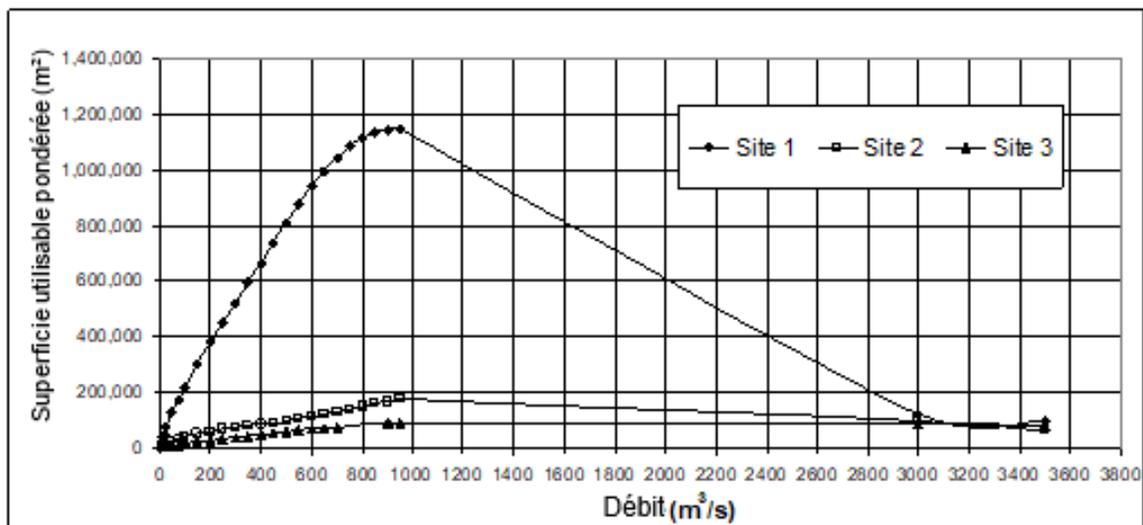


Figure A2.20. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le meunier rouge aux sites 1, 2 et 3, avec les données recueillies durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et 2006.

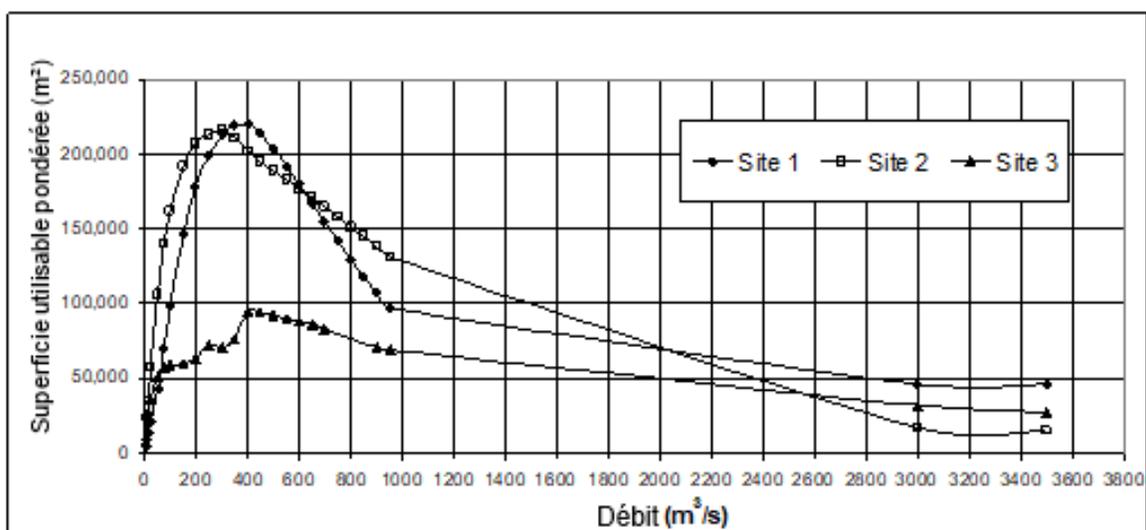


Figure A2.21. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le doré jaune aux sites 1, 2 et 3, avec les données recueillies durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et 2006.

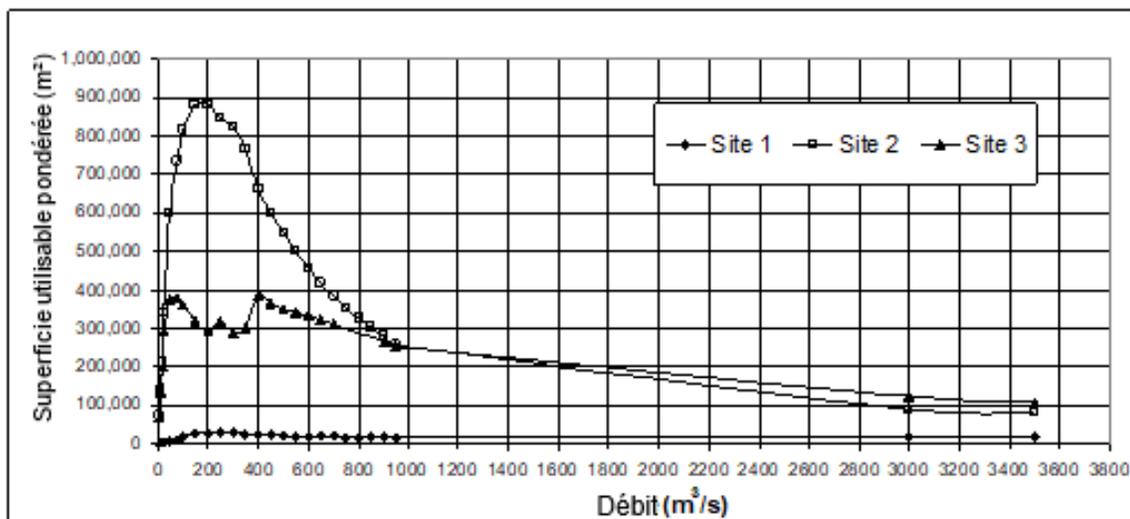


Figure A2.22. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le grand brochet aux sites 1, 2 et 3, avec les données recueillies durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et 2006.

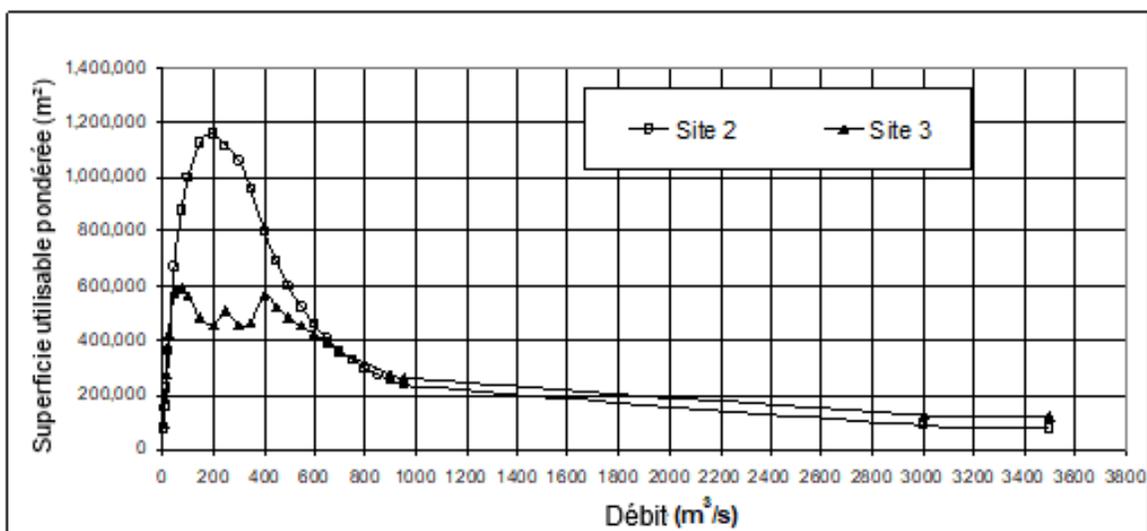


Figure A2.23. Calculs de la superficie utilisable pondérée au moyen des critères de qualité de l'habitat établis lors de l'atelier sur le sujet pour le chevalier blanc aux sites 1, 2 et 3, avec les données recueillies durant la période d'importance biologique 4 en 2005 et 2006.