



**Réponse de Pêches et Océans Canada
aux demandes de la commission d'examen conjoint
sur le projet du complexe hydroélectrique de la Romaine**

Pêches et Océans Canada

10 décembre 2008

Table des matières

1	Introduction.....	3
2	Évaluation des effets du projet sur le poisson et l’habitat du poisson	3
2.1	Secteur en aval du barrage de la Romaine-1.....	3
2.1.1	Régime de débits réservés.....	3
2.1.1.1	Débit réservé en période d’alimentation estivale.....	3
2.1.1.2	Débit réservé en période de fraie pour le saumon atlantique.....	4
2.1.1.3	Débit réservé en période hivernale	5
2.1.1.4	Débit réservé en période printanière.....	5
2.1.1.5	Frayères à grand brochet.....	6
2.1.2	Régime thermique.....	6
2.1.2.1	Description des modifications du régime thermique	7
2.1.2.2	Fraie, incubation, émergence et alimentation active des alevins.....	9
2.1.2.3	Production et diversité des communautés d’invertébrés aquatiques.....	11
2.1.2.4	Croissance des juvéniles	12
2.1.2.5	Survie hivernale	14
2.1.2.6	Transformation, âge, taille et dévalaison des saumoneaux.....	15
2.1.2.7	Adaptations locales	16
2.1.3	Débit d’entretien	16
2.2	Secteur en amont du barrage de la Romaine -1	18
2.2.1	Débits réservés des tronçons court-circuités.....	18
2.2.2	Remplissage des réservoirs.....	20
2.2.3	Accessibilité aux tributaires.....	21
2.2.4	Empiètement des ouvrages	22
2.2.5	Productivité piscicole.....	23
2.2.5.1	Compensation en eau douce.....	27
2.3	Secteur de l’embouchure.....	30
2.3.1	Productivité primaire et secondaire	31
2.3.2	Zostère marine	31
2.3.3	Communautés benthiques.....	32
2.3.4	Pérennité des frayères à capelan et érosion de plages.....	33
2.3.5	Éperlan arc-en ciel	34
2.3.6	Montaison des espèces anadromes et catadromes	35
2.3.7	Mammifères marins	35
2.3.8	Algues toxiques.....	35
2.4	Programmes de suivis	37
	Annexe 1 : Demande d’avis de la commission d’examen conjoint	
	Annexe 2 : Questions de la commission d’examen conjoint	

1 Introduction

Ce document contient la réponse de Pêches et Océans Canada (MPO) aux demandes d'avis et aux questions soulevées par la commission d'examen conjoint chargée d'étudier le projet de complexe hydroélectrique de la rivière Romaine (annexes 1 et 2).

Il est utile de rappeler que le MPO détient des responsabilités réglementaires dans l'évaluation du projet touchant principalement l'administration des dispositions de la Loi sur les pêches (LP) et de la Loi sur les espèces en péril (LEP) ainsi que des responsabilités inhérentes à la Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (LCÉE). Comme organisme réglementaire, le MPO a entretenu et continue d'avoir des discussions avec le promoteur.

Le MPO fournit les présents avis sur des sujets qui relèvent de son domaine d'expertise notamment le poisson et son habitat ainsi que l'océanographie physique et biologique.

Dans ce document, les demandes d'avis et les questions de la commission sont traitées aux sections correspondantes aux secteurs d'influence du projet soit les secteurs en aval du barrage de la Romaine-1, en amont du barrage de la Romaine-1 et de l'embouchure de la rivière Romaine.

Il est à noter que, conformément à la demande de la commission, le présent document ne reprend pas l'information déjà fournie.

2 Évaluation des effets du projet sur le poisson et l'habitat du poisson

2.1 Secteur en aval du barrage de la Romaine-1

2.1.1 Régime de débits réservés

La commission a demandé un avis sur :

- *le régime de débits réservés en aval du PK 51,5 et les mesures d'atténuation et de compensation prévues par le promoteur*

Réponse

L'avis du MPO couvre les quatre aspects suivants qui seront traités séparément :

- Débit réservé en période d'alimentation estivale.
- Débit réservé en période de fraie pour le saumon atlantique.
- Débit réservé en période hivernale.
- Débit réservé en période printanière.

2.1.1.1 Débit réservé en période d'alimentation estivale

Tel que présenté à la question CA-012 (ACÉE 2008), le débit proposé de 170 m³/s permettrait d'assurer un débit réservé minimal adéquat durant la période d'alimentation des différentes espèces touchées par le projet.

Selon les indications du scénario d'exploitation proposé, les débits d'exploitation proposés se situeraient près des moyennes actuelles et ils protégeraient adéquatement les habitats du poisson en aval de la centrale Romaine-1.

L'analyse pour valider si des pertes d'habitats localisées surviendraient à un débit de 200 m³/s et la détermination de la nécessité d'une compensation additionnelle le cas échéant n'est pas encore effectuée.

Les enjeux de la période d'alimentation estivale sont liés aux possibilités d'atténuation et de compensation des éléments suivants soit :

- la perte du tronçon court-circuité de la Romaine-1 et la création d'habitats d'alimentation pour les jeunes saumons, lesquels habitats sont peu présents dans la rivière Romaine (section 2.2.1) ;
- la diminution des risques de mortalité de poissons par échouage en période de gestion de pointe (section 2.1.1.3) ;
- la réduction des effets de la modification du régime thermique sur les espèces présentes (section 2.1.2).

Passage du saumon à la chute à Charlie

La réponse à la question CA-001 (ACÉE 2008) indique qu'un débit supérieur à 200 m³/s ne serait atteint que 2 à 3 fois par semaine en période estivale. Ces conditions pourraient faire en sorte de limiter les possibilités de passage du saumon à la chute à Charlie. En effet, la prémisse pour que la chute à Charlie soit franchissable était que l'augmentation du débit entre 200 et 400 m³/s stimulerait davantage la montaison qu'en conditions actuelles tout en assurant les conditions adéquates pour le franchissement de l'obstacle (débit évalué entre 300 et 350 m³/s, Génivar 2007c). Par conséquent, la production hydroélectrique à une seule turbine (200 m³/s) en période de faible hydraulité pourrait réduire les possibilités de passage du saumon. Le MPO discutera avec le promoteur des options de gestion qui assureraient le passage du saumon.

2.1.1.2 Débit réservé en période de fraie pour le saumon atlantique

La précarité des populations de saumon atlantique, la valeur de cette espèce pour les communautés locales (pêches autochtones et sportives) ainsi que la faible disponibilité actuelle de frayères dans la rivière Romaine constituent des éléments en faveur du maintien de la pérennité des frayères actuelles.

Le débit réservé évalué pour la période de fraie automnale est un seuil minimal à maintenir tant en phase de construction que d'exploitation.

Les démarches suivies pour l'étude du débit réservé de fraie du saumon et l'avis du MPO suite aux résultats obtenus sont présentés aux questions CA-013 à CA-016 (ACÉE 2008).

Le promoteur propose de maintenir un débit réservé inférieur à celui requis pour protéger adéquatement les habitats de fraie et de compenser les pertes qui en découlent par la création de grandes quantités de frayères (8 000 m²) en rive gauche aux PK 45 et 48. Ce scénario engendrerait une réduction significative de la qualité des frayères du PK 46,2 et 48,9 et nécessiterait la création de grandes quantités d'habitats de reproduction, une option qui présente des risques vraisemblablement élevés pour le succès de la fraie du saumon en conditions futures.

Un atelier de travail a eu lieu les 18 et 19 novembre 2008 avec le promoteur afin d'évaluer la faisabilité d'options visant la protection des frayères existantes. Hydro-Québec a indiqué qu'elle analyserait la faisabilité des options discutées.

2.1.1.3 Débit réservé en période hivernale

L'évaluation du débit réservé minimal (140 m³/s) pour la période hivernale atteint les objectifs de protection des œufs de saumon en incubation tant pour les périodes de remplissage que celles de faible hydraulité.

Cependant, étant donné que le débit réservé minimal ainsi que les débits d'exploitation seraient régulièrement plus élevés que les débits hivernaux actuels (Tableau F-2, annexe F, volume 8, Hydro-Québec 2007a), cela engendrerait des impacts sur l'utilisation de l'habitat du poisson. Les débits plus élevés occasionneraient, particulièrement chez les jeunes saumons, des demandes énergétiques supplémentaires pour le déplacement. En général, les jeunes saumons sont peu actifs l'hiver et réduisent leur métabolisme au minimum afin de conserver leur réserve d'énergie (section 2.1.2).

Le promoteur a proposé des restrictions d'exploitation liées au démarrage et à l'arrêt des turbines afin de réduire les impacts de la gestion de pointe sur l'utilisation de l'habitat par les jeunes saumons en période hivernale (ainsi qu'au printemps lors de l'émergence) et propose la construction d'aires d'hivernage (couplée aux frayères aménagées) afin d'augmenter la disponibilité d'abris au cours de ces périodes de gestion de pointe. Ces deux mesures d'atténuation permettraient de réduire significativement les impacts des débits élevés en période hivernale. La localisation exacte des aménagements ainsi que leur superficie totale demeurent à définir.

Par ailleurs, un enjeu important pour la période hivernale demeure l'atténuation des modifications du régime thermique (voir la section 2.1.2).

Aménagement d'abris hivernaux en aval de la frayère du PK 34

Tout comme le promoteur, le MPO est d'avis qu'il est pertinent de construire des abris en aval du PK 34 (réponse CA-17, Hydro-Québec 2008a) afin de pallier les effets du turbinage en hiver.

Lors de l'atelier de travail du 18 et 19 novembre 2008, Hydro-Québec a indiqué qu'elle produira une analyse de la faisabilité d'aménager des abris hivernaux en aval du PK 34 afin de permettre de prendre une décision éclairée pour assurer la protection des jeunes saumons de ce secteur en période hivernale.

2.1.1.4 Débit réservé en période printanière

Le promoteur propose de maintenir un débit équivalent au débit minimal automnal (200 m³/s) durant la période printanière afin de protéger l'émergence des alevins dans les frayères actuelles et celles qui seraient aménagées. Le promoteur fait référence aux enseignements de la rivière Betsiamites pour conclure qu'un débit supérieur ne serait pas nécessaire pour assurer la dévalaison des saumoneaux. Finalement, il conclut que les débits printaniers ne permettront pas de maintenir les frayères en eaux calmes pour les espèces frayant au printemps notamment celles pour le grand brochet. Ce dernier point sera traité dans une section distincte (section 2.1.1.5).

Émergence des alevins de saumons

Le débit réservé minimal prévu par le promoteur (200 m³/s) permettrait d'assurer l'émergence des alevins de saumons. Tel qu'indiqué pour la période hivernale, les mesures d'atténuation prévues pour le démarrage et l'arrêt des turbines sont des mesures adéquates pour éviter les déplacements des alevins en aval des secteurs de frayères qui seraient moins propices à leur survie.

Dévalaison des saumoneaux

Bien que l'effet concret de l'augmentation du débit au printemps ainsi que de la décrue ne soit pas démontré hors de tout doute dans la littérature, ces deux éléments sont considérés dans plusieurs publications comme des facteurs importants qui affectent la dévalaison des saumoneaux (déclenchement de la période de migration, entraînement des individus, etc.). La détermination d'un débit réservé minimum permettant la dévalaison des saumoneaux serait toutefois scientifiquement difficile à établir. Un programme de suivi de la dévalaison permettrait le cas échéant de prendre des mesures correctrices liées à la gestion des débits.

2.1.1.5 Frayères à grand brochet

Question de la commission

- *Le rapport sectoriel sur la détermination du régime de débits réservés du promoteur souligne que l'adoption du débit réservé estival (170 m³/s) en aval de la centrale de la Romaine-1 assècherait la végétation arbustive riveraine dans laquelle le grand brochet fraye. Il souligne également que des discussions devront avoir lieu sur la nécessité de prévoir des aménagements pour permettre au grand brochet de frayer considérant qu'il est un prédateur des tacons de saumon (PR8.18.9, p. 48). Quel est l'avis de votre ministère à ce sujet ?*

Réponse

Le MPO est en accord avec le promoteur quant à l'évaluation des impacts du projet sur la fraye du grand brochet et des espèces frayant en eaux calmes en aval du PK 51,5.

Toutefois, tout comme le promoteur, le MPO est d'avis qu'il ne serait pas approprié de compenser ces pertes d'habitats en recréant des frayères à grand brochet dans la rivière Romaine. En effet, les efforts qui seraient investis pour le maintien et l'amélioration de la population de saumon atlantique pourraient être annulés par la prédation du grand brochet sur les juvéniles de l'espèce.

2.1.2 Régime thermique

La commission a demandé un avis sur :

- *les impacts associés à la modification du régime thermique en aval du PK 51,5 et les mesures d'atténuation et de compensation des impacts*

Réponse

Les modifications du régime thermique pourraient avoir des effets négatifs significatifs sur la population de saumon atlantique.

Compte tenu des effets anticipés, de la valeur socio-économique de l'espèce et du fait que les populations de saumon atlantique éprouvent des difficultés partout en Amérique du Nord et en Europe, des mesures d'atténuation ont été discutées avec le promoteur lors d'un atelier de travail qui a eu lieu le 18 et 19 novembre 2008.

Le promoteur étudiera plus en détail la faisabilité des options identifiées. Les résultats seront discutés avec le MPO lors d'une autre rencontre qui aura lieu au début de 2009.

L'analyse du MPO des impacts associés à la modification du régime thermique est résumée dans les sections suivantes.

2.1.2.1 Description des modifications du régime thermique

Dans les quatre réservoirs prévus, la température de l'eau présenterait une stratification verticale, soit une stratification thermique en hiver et en été, avec une isotherme à 4 °C au printemps et à l'automne (Hydro-Québec 2007b).

En conditions actuelles, en aval de la centrale Romaine-1 (PK 51), la température de l'eau est près du point de congélation de la fin novembre jusqu'au début mai. En conditions futures, la température de l'eau n'atteindrait presque jamais le point de congélation, mais serait plutôt située entre 1 et 3 °C tout au long de la période hivernale.

Au printemps, le réchauffement de l'eau débuterait six semaines plus tôt en conditions futures. En conditions actuelles, la température de l'eau passe de 0 à 7 °C entre la fin avril et la fin mai, alors qu'en conditions futures, la température de l'eau augmenterait dès la fin mars pour atteindre 7 °C vers la même période qu'en conditions actuelles.

Après la fin mai, dans les conditions actuelles, la température de l'eau atteint un maximum de 18-19 °C au début du mois d'août, mais elle ne dépasserait jamais 13 °C en conditions futures. En juin, juillet et août, la température moyenne de l'eau serait réduite de façon significative (tableau 1).

En septembre, les conditions futures seraient équivalentes aux conditions actuelles alors qu'en octobre et novembre, la température de l'eau serait de 2 à 2,5 °C plus élevée qu'en conditions actuelles.

Tableau 1. Modifications du régime thermique de la rivière Romaine en aval de la centrale Romaine-1 (PK 51).

Période	Conditions	Température moyenne journalière de l'eau (°C)		
		Minimum	Moyenne	Maximum
1 ^{er} Juillet au 30 septembre ¹	Actuelles	12,9	15,7	18,7
	Futures	9,9	12,2	16,0
	Écart	-3,0	-3,5	-2,7
Juin	Actuelles	8,4	11,4	15,3
	Futures	6,5	9,0	11,8
	Écart	-1,9	-2,4	-3,5
Juillet	Actuelles	14,4	16,9	19,5
	Futures	9,1	11,6	16,0
	Écart	-5,2	-5,2	-3,5
Août	Actuelles	14,5	17,5	20,3
	Futures	10,6	12,9	16,5
	Écart	-3,9	-4,5	-3,8
Septembre	Actuelles	9,8	12,7	16,2
	Futures	10,0	12,2	15,3
	Écart	0,2	-0,5	-0,9

¹ Période basée sur la période biologique d'alimentation des jeunes saumons atlantique, établie pour l'étude de la gestion des débits.

Commentaires généraux

La température de l'eau est une variable importante qui influence la physiologie, le métabolisme, la vulnérabilité aux maladies et l'expression des différentes phases du cycle vital des organismes aquatiques. La température et le débit sont les deux variables les plus importantes dans le déclenchement de la migration et de la fraie pour plusieurs espèces de poissons.

Il est reconnu que les modifications au régime thermique des rivières régulées, dues aux prises d'eau en profondeur dans les réservoirs, peuvent avoir des effets sur de grandes distances (Gore et Petts 1989, Lowney 2000, Preece et Jones 2002). À mesure que l'on s'éloigne vers l'aval, les effets sont atténués par la radiation solaire, l'apport des sources souterraines et des tributaires et l'énergie radiante (Preece et Jones 2002).

Dans la rivière Romaine, en aval du PK 51, aucun tributaire d'importance n'est présent pour atténuer les modifications du régime thermique mise à part la rivière Puyjalon (PK 13) qui est située très en aval du secteur utilisé par le saumon.

Dans le contexte où l'exploitation diurne estivale présenterait des variations de débits de 200 à 400 m³/s, deux à trois fois par semaine (Hydro-Québec 2008a), et que la prise d'eau serait en profondeur, il appert que la température minimale journalière pourrait survenir le jour plutôt que la nuit, comme c'est le cas en conditions actuelles. De plus, les résultats des suivis du projet Sainte-Marguerite-3 (Hydro-Québec 2006), indiquent que la gestion de pointe en été provoque des écarts importants de la température journalière de l'eau, des variations de 10 °C pouvant être observées sur une période de quelques heures. Ces variations constituent un facteur supplémentaire à prendre en compte dans l'analyse des effets des modifications du régime thermique basées sur des moyennes journalières.

2.1.2.2 Fraie, incubation, émergence et alimentation active des alevins

La majorité des espèces de poissons ont un cycle annuel de maturation sexuelle, particulièrement dans les environnements ayant un climat saisonnier cyclique. Dans un tel environnement, une période fixe de reproduction couplée avec une période fixe d'incubation assure une concordance entre l'émergence des alevins et la présence de nourriture et de conditions environnementales favorables (Heggberget 1988, Jensen et coll., 1989, Jensen et coll., 1991, Taylor 1991). Cette concordance semble également être une caractéristique génétique développée par chaque population (Brannon 1987, Murray et McPhail 1988).

Deux mécanismes semblent réguler la période d'émergence, le premier étant une réponse variable à la température de l'eau qui contrôle le taux de développement des œufs durant l'incubation, et l'autre étant le contrôle de la période de fraie qui dépend de la température de l'eau durant la fraie ou la réponse des adultes à la photopériode (Heggberget 1988, Webb et McLay 1996).

Des températures élevées durant le développement embryonnaire pourraient entraîner une émergence hâtive qui pourrait exposer les alevins à des débits élevés (Jensen et Johnsen 1999), à une faible disponibilité de nourriture (Einum et Fleming 2000) ou à une prédation accrue (Brannon 1987, Murray et McPhail 1988).

Hydro-Québec indique que la fraie du saumon survient lorsque la température de l'eau diminue de 8 à 5 °C dans la rivière Romaine. Considérant ces températures, la période de fraie se déroulerait entre le 7 et le 20 octobre dans les conditions actuelles et du 26 octobre au 6 novembre dans les conditions futures (Hydro-Québec 2007a).

Par ailleurs, Plourde et Lévesque (2002) indiquent, en révisant les impacts de la régulation de la rivière Betsiamites, que la reproduction dans cette rivière survient un mois plus tard que dans les rivières naturelles de la région, soit jusqu'à la fin novembre. Ces auteurs indiquent également que l'incubation se termine dans la première semaine de mai et l'émergence dans les 2 dernières semaines de juin, entraînant la présence, pendant près de 2 mois, des alevins dans le gravier. Il est important de souligner que la régularisation de la rivière Betsiamites est survenue il y a plus de 50 ans et que les détails de la biologie de la population de saumon atlantique à cette époque, sont inconnus.

La fraie dans la rivière Betsiamites semble se produire dès que la température de l'eau descend sous 6 °C (Lévesque et coll., 1993). Ainsi en 1989, la fraie est survenue à la fin octobre alors que la température de l'eau atteignait 6 °C plutôt que dans la deuxième portion du mois de novembre comme c'est habituellement le cas.

Ce seuil de température pourrait survenir après le 1^{er} novembre dans la rivière Romaine selon les prédictions du promoteur (Hydro-Québec 2007b).

À la lumière de ces informations, le MPO a repris les calculs des dates théoriques d'incubation et d'émergence utilisant les mêmes équations que le promoteur, mais en utilisant les températures à la sortie de la centrale Romaine-1 au PK 51 et les informations disponibles pour la rivière Betsiamites (tableau 2).

Les trois périodes de fraie illustrées au tableau 2 montrent les dates potentielles de début et de fin de la période de fraie pour les conditions actuelles (selon l'atteinte des températures de 8 à 5 °C), les conditions futures (scénario du promoteur) et selon les informations provenant des suivis sur la rivière Betsiamites.

Tableau 2. Évaluation des dates d'éclosion et d'émergence pour différentes dates de fraie du saumon atlantique selon les conditions actuelles et futures de la rivière Romaine (en gras : scénarios du promoteur).

		Période de fraie					
		Conditions Actuelles		Conditions Futures		Betsiamites	
		7 oct.	20 oct.	26 oct.	6 nov.	15 nov.	28 nov.
Date d'éclosion ¹	Conditions actuelles	10 mai (215)	30 mai (222)	3 juin (220)	7 juin (213)	–	–
	Conditions futures	–	9 avril (171)	25 avril (181)	13 mai (188)	20 mai (186)	26 mai (179)
Date d'émergence ²	Conditions actuelles	19 juin (40)	23 juin (24)	24 juin (21)	26 juin (17)	–	–
	Conditions futures	–	11 juin (63)	13 juin (49)	18 juin (36)	21 juin (32)	25 juin (30)

1 : Nombre total de jours d'incubation entre parenthèses

2 : Nombre total de jours entre la fin de l'éclosion et l'émergence entre parenthèses

Dans les conditions actuelles, l'analyse montre que l'incubation se termine entre le 10 et le 30 mai selon la date de fraie avec une possibilité d'extension jusqu'au début juin si la fraie est tardive. Plus de 200 jours semblent nécessaires, pour compléter l'incubation dans les conditions actuelles peu importe la date de fraie.

Tel que documenté pour la rivière Betsiamites, les modifications du régime thermique en conditions futures pourraient retarder la date de fraie entre la fin octobre et la fin novembre. L'incubation pourrait donc théoriquement prendre 30 jours de moins qu'en conditions actuelles en raison des températures de l'eau plus élevées qui prévaudront, et l'éclosion pourrait alors survenir entre la fin avril et la fin mai. En conditions futures, des différences significatives pourraient survenir si la fraie est plus hâtive en octobre. Dans la plupart des cas, l'incubation est plus courte que dans les conditions actuelles, soit environ 185 jours.

En ce qui a trait à l'émergence, les résultats indiquent qu'en conditions actuelles celle-ci survient entre le 19 et le 23 juin en raison de l'augmentation rapide des températures de l'eau en mai (entre 0 et 7 °C) et ce, indépendamment de la date de fraie (quelques jours de plus si la fraie est tardive). En conditions futures, l'augmentation de température débiterait plus tôt (fin mars) pour atteindre 7 °C au même moment qu'en conditions actuelles. L'émergence pourrait donc survenir entre le 13 et le 25 juin selon la date de fraie. Quoique les dates soient similaires, la durée de séjour des alevins dans le gravier avant émergence serait plus courte d'une dizaine de jours en moyenne par rapport aux conditions actuelles (voir tableau 2).

Johnston et coll. (2005) ont démontré que les juvéniles qui émergent du gravier plus tôt et à une taille plus petite avaient un taux de survie moindre que ceux qui émergent plus tard en saison à une taille plus grande. Par ailleurs, Einum et Fleming (2000) ont observé qu'une émergence hâtive et une grande taille étaient les deux facteurs favorisant un taux de survie supérieure.

Puisque l'incubation et l'émergence sont sujettes à une forte pression sélective et sont synchronisées pour survenir lorsque les conditions sont favorables pour les alevins, les modifications du régime thermique pourraient avoir des impacts potentiels importants en modifiant le synchronisme des différentes phases du développement des œufs et des alevins de saumons. La fraie des adultes pourraient être retardée jusqu'à un mois comme dans la rivière Betsiamites, l'éclosion pourrait être devancée jusqu'à un mois et l'émergence pourrait être d'une durée de 30 jours et plus, dépendant de la date de fraie.

En raison du laminage des crues, les forts débits à l'émergence des alevins pourraient ne pas être problématiques. Par contre, les alevins émergents pourraient être confrontés à une plus faible disponibilité de nourriture et être plus vulnérables aux prédateurs.

En conclusion, en conditions futures, même si des ajustements peuvent survenir chez l'espèce afin de synchroniser les dates de fraie et d'émergence, les différents changements dans la durée de certaines phases du développement pourraient causer des mortalités additionnelles d'œufs et d'alevins.

2.1.2.3 Production et diversité des communautés d'invertébrés aquatiques

Les études à long terme des communautés d'invertébrés aquatiques dans des milieux non régulés ont montré une stabilité dans les structures de ces communautés (Ward 1975, Johnson et coll., 1994, Robinson et coll., 2000).

Certaines études réalisées dans des systèmes régulés ont révélé chez les invertébrés une réduction de l'abondance (Raddum 1985, Saltveit et coll., 1994), de la diversité (Garcia De Jalon et coll., 1988, Rader et Ward 1988, Brittain et Saltveit 1989, Casado et coll., 1989, Vinson 2001, Johnson et Harp 2005, Jackson et coll., 2007) et de la croissance des individus (Ward et Stanford 1979), et ce, même en présence d'une diminution aussi faible de la température de l'eau que 1 °C en aval d'un barrage (Casado et coll., 1989). D'autres études montrent qu'une modification de la température peut occasionner des densités plus élevées de quelques espèces tolérantes (Ward et Collins 1974, Rader et Ward 1988, Johnson et coll., 2007, Koksvik et Reinertsen 2008, Takao et coll., 2008) ou un retard de deux semaines à un mois pour atteindre les densités maximales normalement observées plus tôt (Paller et Saul 1996).

Chez certaines espèces, l'atteinte de températures près du point de congélation, en interrompant la diapause (période d'arrêt dans le développement) de certains stades larvaires, constitue une

étape importante dans le cycle vital. L'augmentation des températures au printemps et l'atteinte de températures élevées pendant plusieurs semaines sont également nécessaires pour atteindre la maturité sexuelle (Lehmkuhl 1972, Vinson 2001).

La revue de la littérature montre que les modifications attendues du régime thermique de la rivière Romaine pourraient causer un impact sur la communauté d'invertébrés aquatiques.

On peut émettre l'hypothèse qu'en raison des modifications du régime thermique les jeunes saumons pourraient être contraints de modifier leur diète. Johnson et coll. (2007) ont observé de tels changements dans la diète des truites brunes en aval du réservoir Greers Ferry, Arkansas et que celle-ci différerait des truites retrouvées dans des tributaires non régularisés et causait une diminution de croissance des individus. Cette pression additionnelle devrait être considérée en synergie avec la réduction de la croissance discutée à la section suivante.

2.1.2.4 Croissance des juvéniles

Les effets de la température de l'eau sur la croissance des poissons ont été démontrés dans de nombreuses études en laboratoire (Dwyer et Piper 1987) et en milieu naturel (Bacon et coll., 2005).

Plusieurs auteurs ont observé que les juvéniles de saumon ont un optimum de croissance entre 16 et 20 °C (Wankowski et Thorpe 1979, Dwyer et Piper 1987, Peterson and Martin-Robichaud 1989, Elliott et Hurley 1997, Forseth et coll., 2001). La limite inférieure pour la croissance du saumon atlantique semble se situer près de 6-7 °C (Jensen et Johnsen 1986, Elliott et Hurley 1997) alors que la limite supérieure se situe à 23 °C (Elliott et Hurley 1997).

Pour son analyse, le MPO a utilisé les données de température de l'eau pour les conditions actuelles et futures au PK 51 et les mêmes équations utilisées par le promoteur pour le calcul de la croissance. Les résultats compilés au tableau 3 présentent, sur une base mensuelle, les impacts de la modification du régime thermique sur la croissance.

Tableau 3. Évaluation de la croissance des juvéniles de saumon atlantique selon les conditions actuelles et futures de la température de l'eau à différents mois de l'année pour le secteur en aval du PK 51 de la rivière Romaine.

Mois	Croissance journalière moyenne (%)		
	Actuel	Futur	Δ (%)
Juin	51,4	20,8	-31,3
Juillet	97,1	53,7	-43,4
Août	97,8	68,7	-29,1
Septembre	64,6	60,3	-4,3
Moyenne estivale	75,5	47,5	-27,1

On constate que les possibilités de croissance en juin, juillet et août sont les plus affectées par la modification du régime thermique. En juillet et août, la croissance était près du maximum en conditions actuelles étant donné que les températures sont près de l'optimum de croissance (17-18 °C). Tel que décrit plus loin, il n'y aurait pas de croissance de jeunes saumons au mois

d'octobre en raison de la réduction de la disponibilité de la dérive d'invertébrés aquatiques et la diminution des comportements alimentaires durant cette période.

Jonsson et coll. (2001) ont observé dans cinq rivières de Norvège une diminution de la croissance d'environ 30 % à des températures de 12-13 °C. Les diminutions de croissance présentées au tableau 3 sont du même ordre de grandeur que celles calculées dans cette étude.

Jensen (2003) a observé dans une rivière en Norvège que les alevins de saumons étaient significativement plus petits à la mi-juillet après la régularisation de la rivière qui a entraîné une réduction de 1-2 °C en juin, en juillet et la première partie du mois d'août.

Dans une étude expérimentale, Nicieza and Metcalfe (1997) ont observé une diminution significative de la croissance lorsque la température était réduite durant une certaine période ($5,6 \pm 1,7$ °C). Les poissons ayant une croissance réduite n'étaient pas en mesure d'atteindre la taille minimale pour la smoltification l'année suivante. Des résultats semblables ont été relevés dans d'autres systèmes régulés, dont la rivière Surna en Norvège (Saltveit 1990).

Une croissance supérieure à celle prédite par les modèles théoriques pour une température donnée survient au cours du printemps et de l'été chez plusieurs salmonidés (Jensen 1990, Jones et coll., 2002, Vollestad et coll., 2002, Jensen 2003, Bacon et coll., 2005, Tetzlaff et coll., 2005). Cette croissance accrue semble survenir lorsque les densités et abondances d'invertébrés aquatiques sont optimales (Jensen 1990, Simpson et Thorpe 1997, Bacon et coll., 2005). Une accumulation rapide de réserve lipidique (Berg et Bremset 1998), suivie d'une réduction de l'appétit à la fin de l'été a été observée malgré des températures propices à l'alimentation et la croissance (Villarreal et coll., 1988, Strothotte et coll., 2005, Simpson et coll., 1996, Breau et coll., 2007, Erkinaro et Erkinaro 1998).

Plusieurs études ont révélé que les premiers mois suivants l'émergence ont une grande influence sur les différentes étapes du développement des juvéniles de saumons (Villarreal et coll., 1988, Adams et Thorpe 1989, Metcalfe et Thorpe 1990).

La réduction de la température due aux prises d'eau en profondeur de barrages a des effets sur la croissance et la production de truites brunes (Garcia De Jalon et coll., 1988) et de plusieurs espèces endémiques aux États-Unis (Clarkson et Childs 2000).

En dépit des réductions des températures estivales dues à un barrage hydroélectrique sur la rivière Betsiamites, Hydro-Québec a observé que la croissance des juvéniles de saumons y était plus grande que celle relevée dans les rivières de la région (Hydro-Québec 2008a).

La plus grande taille des juvéniles de saumons de la rivière Betsiamites pourrait s'expliquer par l'absence des petits spécimens en raison d'un plus faible taux de survie liée aux plus faibles températures ce qui avantagerait les plus gros spécimens. Ces derniers auraient un accès à une quantité suffisante de nourriture à l'intérieur d'une population où les densités sont faibles.

Boudreault et Lévesque (1995) ont observé que les températures de l'eau en aval du barrage Bersimis-2 sur la rivière Betsiamites atteignaient 12-17 °C ce qui est plus élevé et plus près de l'optimum de croissance pour les juvéniles de saumon atlantique que la température maximale de 13 °C qui prévaudrait dans la rivière Romaine suite au projet.

À la lumière de ces informations, la réduction de la croissance en juin, juillet et août pourrait occasionner une réduction de la taille des jeunes saumons à la fin de l'été. Cette réduction serait plus importante que celle de -5,36 % calculée par le promoteur (tableau 3). Cet effet s'ajouterait

à celui découlant des modifications potentielles liées à l'alimentation (abondance, diversité et taille d'invertébrés aquatiques).

Cette réduction de la croissance en conditions futures pourrait entraîner une plus grande mortalité en été surtout chez les plus petits individus qui sont plus vulnérables à la prédation, à la compétition, à l'inanition et aux infections.

Comme les densités de juvéniles sont déjà faibles dans la rivière Romaine et que la réduction des températures y semble plus prononcée que dans la rivière Betsiamites, la réduction des températures en été pourrait engendrer des effets qui contrecarreraient les aménagements prévus par le promoteur en vue d'augmenter les densités de juvéniles.

2.1.2.5 Survie hivernale

Plusieurs espèces accumulent de l'énergie durant les périodes d'abondance de nourriture en prévision des périodes où les ressources sont plus rares et les conditions environnementales plus difficiles. L'hiver est souvent considéré comme un goulot d'étranglement pour la survie des salmonidés (Cunjak et coll., 1998, Bradford et Higgins 2001, Annear et coll., 2002, Finstad et coll., 2004a) et le manque de réserves énergétiques est une des causes suggérées pour expliquer la mortalité hivernale importante (35 à 67 %, selon Cunjak et Randall 1993).

Durant l'automne, les juvéniles de saumons sont moins visibles le jour à des températures d'environ 10 °C (Rimmer et coll., 1983, Cunjak et Power 1986). Les jeunes saumons changeraient leur comportement à cette période, passant d'une alimentation diurne à une plus nocturne, et se réfugiant dans les interstices du substrat le jour (Rimmer et coll., 1983, Cunjak 1988b), probablement pour éviter la prédation (Fraser et coll., 1995, Valdimarsson et Metcalfe 1998). Graham et coll. (1996) ont observé que les jeunes saumons l'hiver ont une capacité natatoire réduite à de faibles températures ce qui augmente leur vulnérabilité à la prédation.

Le début de la période hivernale semble plus exigeant sur le plan physiologique car la diminution de la température près de la limite inférieure où les jeunes sont actifs (Metcalfe et coll., 1987; Finstad et coll., 2004a, Bull et coll., 1996) est accompagnée d'une réduction rapide des réserves énergétiques (Cunjak 1988, Berg et Bremset 1998). L'atteinte d'un niveau d'activité très réduit lorsque les températures sont près de 0 °C assure la préservation des réserves d'énergie jusqu'à la fin de la période hivernale (Bull et coll., 1996, Whalen et Parrish 1999). De façon générale, les individus plus gros (Johnston et coll., 2005) ou en meilleure condition (Finstad et coll., 2004a) semblent avoir plus de chance de survie.

Murphy et coll. (2006) ont montré que les alevins de saumon atlantique, durant les hivers présentant des conditions variables (température au-dessus de 0 °C sans couvert de glace), perdaient plus rapidement du poids que lors des hivers stables (température de 0 °C et couvert de glace). L'augmentation des dépenses énergétiques due à l'absence de couvert de glace a été observée dans quelques études (Metcalfe et coll., 1997, Finstad et coll., 2004b).

La réduction de la croissance en été pourrait donc réduire les réserves énergétiques chez les juvéniles de saumons et augmenter la mortalité hivernale, surtout chez les plus petits individus. Ces réserves pourraient également être réduites dès la fin de l'automne par des activités accrues sous les températures plus chaudes prévues en octobre et novembre en conditions futures.

Finalement, en raison du mode d'exploitation à Romaine-1 qui produirait des variations journalières de débits entre 200 et 400 m³/s sans couvert de glace en amont du PK 38, les vitesses éle-

vées de courant ainsi que les zones à découvert feraient en sorte d'augmenter les déplacements entre les aires d'abris et d'alimentation, ce qui accroîtrait les dépenses énergétiques des juvéniles de saumons.

En conclusion, les modifications du régime thermique en hiver pourraient engendrer des mortalités accrues par rapport aux conditions actuelles, telles qu'observées par Scruton et coll. (2005) dans la rivière West Salmon, Terre-Neuve.

2.1.2.6 Transformation, âge, taille et dévalaison des saumoneaux

Les jeunes saumons doivent pour migrer au printemps atteindre un seuil limite (taille ou condition) qui dépend des conditions environnementales rencontrées durant son développement (Thorpe et coll., 1998).

Il semble que la taille des saumoneaux soit directement corrélée avec l'âge à la smoltification (Økland et coll., 1993), la survie durant la migration (Marschall et coll., 1998, Jutila et coll., 2006) et la survie en mer (Eriksson et coll., 1987, McCormick et Saunders 1987, Saltveit 1990, Lundquist et coll., 1994, Marschall et coll., 1998).

Certaines études ont démontré que la détermination de l'âge à la smoltification dépendait des conditions de croissance et de survie tôt dans la vie des jeunes saumons (Nicieza et Metcalfe 1997, Letcher et Gries 2003, Strothotte et coll., 2005, Pearlstein et coll., 2007) et que la transformation physiologique avant la migration vers la mer était reliée directement au régime thermique de la rivière (Wedemeyer et coll., 1980, Jonsson et Ruud-Hansen 1985, Sigholt et coll., 1998).

Saltveit (1990) a observé dans la rivière Surna, Norvège, une rivière régulée pour la production hydroélectrique, que la smoltification s'effectuait vers 13 cm, soit autour de l'âge de 3+ pour les juvéniles en amont de la centrale et qu'une année supplémentaire était requise pour ceux situés en aval. Ce retard occasionnait plus de mortalité en rivière (un hiver supplémentaire pour les 4+) et moins de retour de grands saumons.

La photopériode semble jouer un rôle important en augmentant l'activité des jeunes saumons avant la dévalaison et en les rendant plus sensibles à d'autres facteurs initiant la migration telle que la température (Jonsson and Ruud-Hansen 1985, Jonsson 1991, McCormick et coll., 1998, Zydlewski et coll., 2005).

Les modifications du régime thermique pourraient engendrer une augmentation de l'âge à la smoltification. Ainsi, le mélange d'individus 2+ et 3+ en conditions actuelles pourrait passer à une population plus homogène de saumoneaux âgés surtout de 3+ en conditions futures. Cette hypothèse implique qu'une portion de la population de juvéniles devrait rester une année supplémentaire en rivière ce qui pourrait engendrer des mortalités additionnelles.

La dévalaison des saumoneaux survient en juin en conditions actuelles lorsque le débit de la rivière diminue après la crue printanière. Puisque la température atteint 10-12 °C entre le 12 et le 17 juin en conditions actuelles et entre le 25 juin et le 20 juillet en conditions futures, on peut penser que les modifications du régime thermique engendreraient également un délai dans la transformation physiologique et la dévalaison des saumoneaux. L'impact de ce délai sur la survie des saumoneaux en déplacement et lors de leur arrivée dans l'estuaire de la rivière demeure peu documenté dans la littérature. Cette modification du synchronisme de la dévalaison doit être

considérée en complément aux autres modifications anticipées du cycle vital de l'espèce suite aux changements du régime thermique annuel.

2.1.2.7 Adaptations locales

Les adaptations locales des populations de saumon atlantique sont reconnues comme étant importantes pour la survie de plusieurs stades de développements de l'espèce (Brannon 1987, Jons-son et coll., 1990, Taylor 1991, Carlson et Seamons 2008, Jutila et Jokikokko 2008) telles que la résistance aux maladies (Dionne et coll., 2007), le synchronisme de la période de fraie (Hendry et coll., 1999), le déroulement de la migration (Riddell et Leggett, 1981, Williams et coll., 2008) et le synchronisme de l'éclosion et de l'émergence (Brannon 1987).

Les modifications dans les caractéristiques d'une rivière (température, débit, etc.) provoquées par la construction des barrages exercent une pression d'adaptation importante sur les différents phénotypes d'une espèce (Angilletta et coll., 2008). Dans le cas de la rivière Romaine où on retrouve une petite population de saumons, la pression d'adaptation exercée par les nouvelles conditions du milieu pourrait être importante. En effet, un faible nombre d'individus dans une population donnée offre moins de potentiel d'adaptation à des conditions nouvelles ou adverses du milieu, ce qui peut faire décliner rapidement une population si elle n'a pas le bagage génétique nécessaire pour s'adapter rapidement à ces nouvelles conditions.

2.1.3 Débit d'entretien

La commission a demandé un avis sur :

- *la dynamique hydrosédimentaire des frayères à saumon et la nécessité de planifier des crues d'entretien*

Question de la commission

- *Dans l'étude sur la dynamique hydrosédimentaire des frayères à saumon, il est suggéré que les crues actuelles ne participent pas au maintien de la qualité du substrat des frayères contrairement à ce qui est généralement observé sur d'autres rivières à saumon. Par conséquent, le promoteur n'a pas jugé nécessaire de procéder à des crues d'entretien pour en assurer le maintien de la qualité. Dans ses commentaires, votre ministère affirme ne pas être en accord avec cette conclusion (vol. 1, p. 4). Depuis, d'autres informations ont été transmises et une étude complémentaire concernant la mobilisation du pavement des frayères à saumon sous le passage des crues a été proposée. Quel est l'avis de votre ministère à ce sujet ?*

Réponse

Étant donné que le nettoyage des nids de saumon est normalement assuré par le passage des crues printanières et que celles-ci seraient fortement diminuées afin d'assurer le remplissage annuel des réservoirs, cette problématique prend une importance particulière.

Le promoteur indique qu'il n'est pas nécessaire de procéder à la mise en place d'un programme de crues d'entretien pour maintenir la qualité du substrat des frayères du saumon atlantique localisées aux PK 34,5, PK 46,2 et PK 48,9 de la rivière Romaine. Cette conclusion repose sur une

série d'observations, d'analyses et d'interprétations provenant d'une étude comprenant à la fois des relevés terrain et une modélisation hydrosédimentaire (Génivar, 2007a).

Toutefois, il semble que l'établissement d'un régime de débits d'entretien soit nécessaire afin d'assurer et maintenir la qualité du substrat des frayères à saumon, lesquelles subiront vraisemblablement des périodes d'augmentation de particules fines.

Ce constat s'appuie sur les interprétations suivantes faites à partir des données présentées dans l'étude du promoteur, et prend en compte également tous les processus en cause dans l'analyse du transport en charge de fond et l'augmentation des proportions de sédiments fins dans le substrat :

- En conditions naturelles, il y a des périodes d'accumulation de particules fines de diamètre inférieur à 125 mm qui dépasseraient largement la valeur critique reconnue par la documentation scientifique (Levasseur et col., 2006) au-delà de laquelle le taux de survie des embryons diminue significativement. Cette valeur s'établit à 0,17 % alors que les teneurs retrouvées dans les cubes d'infiltration des frayères des PK 34,5 et 46,2 ont atteint des valeurs moyennes respectives de 0,40 et 0,53 %. Pour les particules fines < 2 mm, les teneurs présentes dans les nids artificiels peuvent être très proches de la valeur critique (Peterson, 1978) et peuvent même la dépasser localement, notamment sur la frayère du PK 34,5. Pour les particules fines inférieures à 1 mm, les teneurs dépassent la valeur critique de 10 % (Louhi et coll., 2008) dans plusieurs des nids artificiels de la frayère du PK 46,2 et dans la quasi-totalité de ceux de la frayère du PK 34,5.

Plusieurs indications portent à croire qu'il y a des cycles de diminution, et par conséquent de nettoyage, des proportions de sédiments fins dans les frayères suite au passage d'une crue en conditions naturelles. Parmi ces indications, notons particulièrement le fait que sur les neuf zones homogènes pour lesquelles des teneurs en sédiments fins < 0,125 mm ont été obtenues entre mars et août 2006 pour les trois frayères,

- cinq ont subi des diminutions significatives (zones 1, 2, 10, 11 et 12) ;
 - deux n'ont pas subi de variation significative (zones 7 et 9) ;
 - deux ont subi une augmentation significative (zones 6 et 8).
- Plusieurs indications portent à croire que le pavage est mobilisé en conditions naturelles, à tout le moins de façon partielle, suite au passage d'une crue. Parmi ces indications, notons particulièrement le fait que des graviers et cailloux de tailles égales ou supérieures aux diamètres médians (D_{50}) du substrat présent dans les zones homogènes ont été retrouvés dans :
 - cinq des huit trappes à sédiments récoltées en février 2006 dans les frayères du PK 34,5 et 46,2, et ce, malgré une crue bien inférieure à la crue moyenne annuelle.
 - quatre des huit trappes à sédiments récoltées en août 2006 dans les frayères du PK 34,5 et 46,2, et ce, malgré le fait qu'il nous est impossible de savoir quel diamètre maximal a été mobilisé par la crue printanière puisque les trappes étaient pleines.
 - En conditions futures, plusieurs indications portent à croire qu'il y aurait encore des périodes d'accumulation de sédiments fins dans le substrat des frayères. Parmi ces indications, notons particulièrement le fait que les concentrations en sédiments fins ont augmenté significativement entre le 15 septembre 2005 et le 15 février 2006 alors que le débit médian de cette période est de 217 m³/s, ce qui est comparable aux débits d'exploitation future. Considérant

également que le transport en charge de fond et les écoulements intra-granulaires, et non pas seulement la sédimentation, contribuent à l'augmentation de ces proportions, on ne peut pas conclure hors de tout doute qu'il n'y aura pas d'accumulation de sédiments fins dans le substrat des frayères.

En ce qui a trait à la détermination des caractéristiques des débits d'entretien nécessaires au nettoyage des trois frayères étudiées sur la rivière Romaine, les évaluations préliminaires font ressortir les éléments suivants. Ainsi, l'utilisation des méthodes hydrologiques et géomorphologiques existantes donne une large gamme de débits dédiés à cette fin (600 m³/s à 1500 m³/s). Selon les résultats obtenus à ce jour lors des relevés de terrain, nous sommes en mesure de conclure qu'une crue de 1 328 m³/s (crue printanière de 2006) joue un rôle assurément positif sur la qualité des frayères à saumon atlantique de la rivière Romaine. Quant à la crue automnale de 2005 de 853 m³/s, les résultats des trappes à sédiment nous portent à croire que cette amplitude de débit pourrait avoir un certain effet positif sur la qualité des frayères mais les résultats des cubes d'infiltration ne sont pas assez évocateurs pour la retenir à ce jour de façon sécuritaire comme amplitude de débit d'entretien.

Pour définir plus précisément les caractéristiques du régime de débits d'entretien efficace en termes d'amplitude, de durée, de moment et de fréquence, des études supplémentaires, réalisées avant la mise en service du complexe, seraient souhaitables. À cet effet, Hydro-Québec propose, dans ses réponses aux questions du MDDEP (Hydro-Québec 2008b), de réaliser une étude complémentaire avant le début des travaux afin de répondre à certaines interrogations qui persistent au sujet de la dynamique de mobilisation et d'infiltration de sédiments fins dans le substrat de fraie et aussi au sujet de la mobilisation du pavement des frayères. Le MPO est en accord avec cette proposition et discutera avec le promoteur en vue de la préparation des protocoles d'études.

2.2 Secteur en amont du barrage de la Romaine -1

2.2.1 Débits réservés des tronçons court-circuités

La commission a demandé un avis sur :

- *le débit réservé dans les tronçons court-circuités et la compensation*

Réponse

La coupure des débits dans les tronçons court-circuités de la Romaine-2, de la Romaine-3 et de la Romaine-4 entraînerait des pertes de grandes superficies d'habitats, notamment pour l'omble de fontaine. Les options d'atténuation de ces pertes semblent limitées. Par conséquent, les habitats perdus devront faire l'objet de mesures de compensation qui seront discutées en détail avec le promoteur.

D'autre part, les risques que les poissons soient emprisonnés dans les tronçons court-circuités sont modérés. Cependant, comme il est actuellement difficile de prévoir l'écoulement dans les portions lotiques de ces tronçons avec les débits réservés proposés, un suivi des conditions de passage pourrait être envisagé suite au projet. Selon les résultats obtenus, une évaluation des possibilités d'intervention (canalisation de certains écoulements, désenclavement de bassin, etc.) pourrait être effectuée. Il est à noter qu'Hydro-Québec propose déjà un suivi à ce sujet ainsi que des options d'intervention dans le tronçon court-circuité de la Romaine-1.

Conditions futures

Hydro-Québec propose de ne maintenir aucun débit minimum dans le tronçon court-circuité de la Romaine-1 et d'assurer en tout temps un débit correspondant à 1 % du débit moyen annuel au point de coupure dans les tronçons court-circuités de la Romaine-2 (2,7 m³/s), Romaine-3 (2,2 m³/s) et Romaine-4 (1,8 m³/s).

La réduction des débits prévue dans les tronçons court-circuités de la Romaine-1, Romaine-2, Romaine-3 et Romaine-4 engendrerait des changements considérables des habitats aquatiques sur, respectivement, environ 800 m, 6,6 km, 3,4 km et 1,6 km de la rivière Romaine. Tous les habitats de type lotique disparaîtraient car il n'y aurait plus qu'un filet d'eau sur le substrat grossier des zones à écoulement rapide. Seuls quelques chenaux et bassins conserveraient une certaine superficie résiduelle. Des pertes d'habitats d'environ 8 ha, 55 ha, 35 ha et 12 ha d'habitats constituant, selon le cas, des habitats potentiels pour la fraie et l'alimentation, notamment de l'omble de fontaine et du meunier rouge, seraient observées dans ces différents tronçons. Il est à noter que le tronçon court-circuité de la Romaine-1 représente également un habitat utilisable par les juvéniles de saumon atlantique tel que démontré par des captures effectuées en 2001 (Génivar, 2002).

Selon Hydro-Québec, les grands débits et les vitesses de courant élevées atteintes au cours des déversements dans les tronçons court-circuités ne favoriseraient pas les déplacements des poissons vers l'amont. Par ailleurs, il est à noter qu'un obstacle infranchissable empêche toute remontée des poissons dans le tronçon court-circuité de la Romaine-2. Il en est de même pour les tronçons court-circuités de la Romaine-3 et Romaine-4 où les poissons ne peuvent remonter que de 200 m et de 300 m respectivement. Selon Hydro-Québec, les poissons qui seraient tentés de remonter dans les tronçons court-circuités après un déversement auraient toujours la possibilité de redescendre. Néanmoins, il est possible que des poissons puissent être attirés par l'appel d'eau durant la décrue qui suit un déversement. Aucun obstacle infranchissable n'est observé dans le tronçon de la Romaine-1.

Possibilités d'atténuation et compensation

La détermination du régime des débits réservés écologiques dans les tronçons court-circuités proposé par Hydro-Québec est basée sur l'application d'un débit constant correspondant à 1 % du débit moyen annuel au point de coupure. Cette approche est retenue parce que les méthodes de calcul des débits réservés usuels (la modélisation des microhabitats, la méthode écohydrologique et la méthode du périmètre mouillé) étaient inapplicables pour des raisons techniques ou encore donnaient des débits réservés trop élevés selon le promoteur.

Hydro-Québec propose de ne laisser aucun débit réservé dans le tronçon de la Romaine-1 et d'aménager, en guise de mesure de compensation, des aires d'élevage pour les saumons juvéniles à proximité des frayères existantes et de celles qui seraient aménagées dans les secteurs du PK 48,9, du PK 46,2 et du PK 51. Considérant la qualité moyenne du tronçon court-circuité de la Romaine-1, mais surtout le fait que la rivière comporte peu d'habitat de bonne qualité pour l'élevage du saumon atlantique, il serait probablement plus profitable d'aménager des habitats d'élevage à des endroits stratégiques (près de frayères) plutôt que de laisser un débit réservé plus grand dans un secteur qui serait perturbé par la présence de la centrale et situé en amont des principales frayères. Ainsi, la compensation deviendrait une option préférable.

En ce qui concerne les tronçons court-circuités de la Romaine-2, de la Romaine-3 et de la Romaine-4, les débits réservés découlant des méthodes écohydrologique et du périmètre mouillé seraient trop élevés selon le promoteur pour assurer la rentabilité économique du projet. Il faudrait en effet envisager des débits réservés situés entre 90 et 180 m³/s selon le tronçon considéré et la méthode de détermination du débit réservé retenue. Rappelons également qu'il était impossible, en raison des difficultés du terrain, d'effectuer tous les relevés hydrauliques nécessaires à l'application de la méthode de modélisation des microhabitats.

L'option de laisser un débit réservé un peu plus élevé que 1% du débit moyen annuel tel que proposé par Hydro-Québec (p. ex. : 5 et 10 % du débit moyen annuel), mais inférieur à celui déterminé par des méthodes de détermination de débit réservé mentionnées précédemment n'est pas souhaitable, car elle ne permettait pas de diminuer de façon significative les pertes anticipées d'habitats du poisson.

Mentionnons finalement que la construction de seuils visant le maintien des niveaux d'eau dans les bassins et l'aménagement de frayères dans les zones lotiques des tronçons court-circuités a également été abandonnée pour différentes raisons (lessivage des frayères lors de déversements, contraintes de construction, difficultés d'accès, gains d'habitats limités, coûts importants et faisabilité incertaines).

2.2.2 Remplissage des réservoirs

La commission a demandé un avis sur :

- *les impacts liés au remplissage des réservoirs et les mesures d'atténuation et de compensation*

Réponse

Romaine-1, Romaine-3 et Romaine-4

Pendant le remplissage des réservoirs, les tronçons court-circuités de la Romaine-3 et de la Romaine-4 seraient presque entièrement asséchés pendant 125 et 75 jours en condition d'hydraulicité moyenne. La concentration des poissons dans les secteurs résiduels entraînerait une augmentation de la prédation et de la compétition. Considérant les températures relativement froides de la rivière Romaine et le fait que les tronçons court-circuités seraient caractérisés par des pentes fortes, la coupure des débits ne devrait pas entraîner de mortalités massives liées à une mauvaise qualité des habitats résiduels.

Aucun débit ne serait restitué dans le tronçon court-circuité de la Romaine-1 tant lors du remplissage qu'en exploitation. Le promoteur prévoit déjà un suivi visant à documenter l'emprisonnement de poissons dans ce tronçon et la proposition de mesures d'atténuation appropriées le cas échéant (p. ex. : désenclavement de bassins).

La pertinence et la faisabilité de telles mesures pour les autres tronçons court-circuités demeurent à être analysées et discutées en détail avec le promoteur. Les pertes d'habitats du poisson associées à l'assèchement des tronçons court-circuités pendant le remplissage seront comptabilisées avec celles liées à la phase d'exploitation et prises en compte pour déterminer les besoins de compensation.

Bien que le remplissage des réservoirs de la Romaine-1, de la Romaine-3 et de la Romaine-4 entraînerait des impacts négatifs sur le poisson et son habitat qui doivent être considérés, l'enjeu principal de cette étape de réalisation du projet demeure la seconde phase du remplissage du réservoir de la Romaine-2.

Romaine-2

Le remplissage du réservoir de la Romaine-2 (RO-2) constitue un enjeu majeur s'il est réalisé suivant le scénario de remplissage proposé dans l'étude d'impact. En effet, la coupure de débit pendant la phase 2 du remplissage de RO-2 entraînerait de nombreux effets néfastes sur le poisson et son habitat sur environ 90 km de la rivière Romaine dont certains sont énoncés au tableau 23-86 de l'étude d'impact. C'est pourquoi d'autres solutions permettant d'atténuer significativement les effets négatifs du remplissage du réservoir sur le poisson et son habitat devraient être examinées.

Ce sujet a été discuté lors d'un atelier de travail qui a eu lieu les 18 et 19 novembre 2008 avec le promoteur. Les travaux de l'atelier ont permis d'identifier des pistes de solutions que le promoteur a accepté d'étudier plus en détail. Les participants à l'atelier ont convenu que le débit nécessaire pour la fraie du saumon ne devrait pas être affecté par ces différents scénarios. Quel que soit le scénario retenu, les pertes résiduelles d'habitat du poisson devront être compensées.

2.2.3 Accessibilité aux tributaires

Question de la commission

- *Dans un complément de réponse à la question CA-54 de l'Agence canadienne d'évaluation environnementale, Hydro-Québec a estimé que 30 tributaires et 126 lacs seraient nouvellement accessibles en raison de l'ennoisement d'obstacles consécutif à la mise en eau des réservoirs. Comment est analysée cette information considérant que les espèces qui fréquentent ces plans d'eau sont peu connues (gain ou perte d'habitat, pour quelle espèce) ?*

Réponse

L'impact de l'introduction d'espèces compétitrices dans des cours d'eau et lacs abritant des populations allopatriques d'omble de fontaine est reconnu (Brodeur et coll., 2001 ; Bourke et coll., 1999; Therrien et Lachance, 1997; Venne et Magnan, 1995; Lacasse et Magnan, 1991; Tremblay et Magnan, 1990; Magnan 1988). La création des réservoirs entraînerait l'ennoisement d'obstacles qui permettrait potentiellement à des espèces compétitrices de l'omble de fontaine d'avoir accès à de nouveaux territoires à partir de la limite d'ennoisement des réservoirs jusqu'au premier obstacle rencontré.

Sur la base de l'information disponible, le MPO a réalisé une analyse pour évaluer l'importance de cet impact en établissant les postulats suivants :

- Cinq tributaires sur six sont dominés par l'omble de fontaine avec peu de compétition interspécifique.
- L'omble de fontaine ou l'omble chevalier a été retrouvé en allopatrie dans 14 lacs sur les 68 échantillonnés.
- Les superficies des tributaires où la présence du meunier noir en amont de l'obstacle infranchissable est confirmée ont été exclues des calculs.

- La cohabitation de catostomidés avec l'omble de fontaine est susceptible de diminuer de moitié la productivité de ce dernier en cours d'eau et en lac (Therrien et Lachance, 1997 ; Magnan, 1988).
- La productivité des lacs en conditions actuelles seraient en moyenne de 5 kg/ha/an, alors qu'elle a été estimée à environ 30 kg/ha/an en tributaire (Génivar, 2007b).

En considérant ces postulats de base et l'information disponible sur les superficies des tributaires et lacs nouvellement accessibles, la réduction de productivité de l'omble de fontaine associée à la colonisation de compétiteurs pourrait être de l'ordre de 1 300 kg/an. Il est cependant nécessaire de rappeler que cette évaluation demeure une approximation dont la validité est liée à l'information disponible. Néanmoins, nous constatons que l'ampleur de l'impact de l'ouverture du territoire, bien que non négligeable, représenterait environ 5 % de l'ensemble des pertes de production calculées pour l'omble de fontaine.

Par ailleurs, l'aménagement d'obstacles en tributaire serait la seule option pour empêcher des espèces compétitrices de l'omble de fontaine en provenance des réservoirs de coloniser de nouveaux plans d'eau. Il est estimé que de telles interventions sur six des 30 tributaires affectés permettraient d'atténuer environ 85 % de l'impact. Cependant, considérant l'importance des tributaires pour le développement de la communauté de poissons des réservoirs et le manque de données sur la composition des communautés des plans d'eau et tributaires qui seraient nouvellement accessibles, des vérifications seraient requises pour évaluer la pertinence, la faisabilité et l'efficacité d'une telle option.

2.2.4 Empiètement des ouvrages

La réalisation du complexe de la Romaine impliquerait la construction de plusieurs ouvrages en milieu aquatique. Ceux-ci entraîneraient la destruction par empiètement d'un total d'environ 17,5 ha d'habitat du poisson ainsi que la perturbation d'un bassin totalisant environ 2,44 ha dans le secteur du canal de fuite de la centrale de la Romaine-2. Les habitats touchés seraient surtout des chenaux et des rapides pouvant représenter, selon le cas, un potentiel pour la fraie de certaines espèces dont le grand corégone et pour l'alimentation, entre autres, du grand corégone, du grand brochet, du meunier rouge, du meunier noir et de l'omble de fontaine.

Il est à noter que la construction du canal de fuite de la centrale de la Romaine-1 entraînerait la destruction par empiètement d'environ 200 m² d'un habitat de type seuil potentiellement utilisable par les juvéniles de saumon atlantique. La construction du canal de fuite au PK 51 entraînerait également la destruction de deux frayères pour le saumon atlantique ayant déjà été utilisées en 2001 (Génivar 2002).

La mise en place de digues aux sites des centrales de la Romaine-2 et de la Romaine-3 entraînerait l'assèchement de cours d'eau sur un total de moins de 800 m² potentiellement utilisable pour l'alimentation, entre autres, de l'omble de fontaine.

Les différentes routes d'accès menant aux ouvrages du complexe de la Romaine nécessiteraient l'aménagement de 99 ponceaux qui entraîneraient la destruction par empiètement d'un total d'environ 2 ha d'habitat servant notamment à l'alimentation et la fraie principalement de l'omble de fontaine.

En raison de la nature des ouvrages et de leurs effets, les pertes d'habitat qui en découleraient seraient difficiles à atténuer. Les habitats perdus devraient donc faire l'objet de mesures de compensation qui devront être discutées en détail avec le promoteur.

2.2.5 Productivité piscicole

La commission a demandé un avis sur :

- *les impacts du projet sur la productivité piscicole et les mesures de compensation (omble de fontaine, touladi, omble chevalier, ouananiche)*

Réponse

La démarche pour évaluer les impacts du projet sur la productivité piscicole consiste en une estimation de la biomasse de poissons susceptibles d'être produits annuellement en réservoirs par rapport à celle retrouvée dans les milieux d'origine ennoyés par la création de ces nouveaux plans d'eau. Le niveau de productivité diffère selon qu'il s'agit de la zone littorale ou pélagique est également pris en compte. De plus, cette analyse est complétée par une évaluation globale du type d'habitat susceptible d'être retrouvé dans ces nouveaux milieux.

Généralité

La création des quatre réservoirs du complexe de la Romaine engendrerait la transformation de plus de 220 km de la rivière Romaine, de 275 lacs (environ 1 100 ha) et de 264 tributaires (environ 395 ha).

L'évaluation des impacts résiduels qui en découlent est complexe pour deux raisons principales. D'abord, elle implique de comparer la production de poissons de milieux très différents (remplacement de milieux lotiques par des milieux de types lentique ou lacustre soumis à des contraintes d'exploitation) et elle requiert de prédire la qualité d'écosystèmes aquatiques qui n'existent pas. La création de réservoirs occasionnera également des changements importants dans la composition des communautés. Quelques espèces seront favorisées alors que la plupart des autres seront moins abondantes ou totalement absentes de ces nouveaux milieux.

Approche méthodologique pour l'évaluation de la production

L'approche retenue par le promoteur vise d'abord à établir la production annuelle (kg/an) des milieux existants qui seraient ennoyés (rivière Romaine, tributaires et lacs). Pour ce faire, le promoteur a estimé, à partir de données de capture et de modèles proposées par Randall et coll. (1995), la production annuelle de poissons des milieux touchés par le projet. Par la suite, il a estimé la production annuelle (kg/an) de poissons des réservoirs projetés à partir notamment des résultats des pêches expérimentales réalisées dans quelques lacs du territoire, des équations proposées par Randall et coll. (1995) et des biomasses relatives des différentes espèces de poissons observées à deux stations du réservoir Caniapiscau. Le promoteur a proposé une distinction en ce qui a trait à la productivité qui serait associée à la zone littorale et celle associée à la zone pélagique des réservoirs et a intégré les modifications du régime thermique dans son analyse.

Comme souligné dans le préambule à la question CA-47 (ACÉE, 2008), le MPO est d'avis que certains éléments devraient être ajoutés à la méthode de calcul de la production annuelle des réservoirs projetés. Ainsi, à l'aide des réponses fournies par le promoteur, notamment aux ques-

tions CA-47 et CA-49 (ACÉE, 2008), le MPO a modifié la méthode de calcul de cette production en ajustant deux éléments importants.

D'abord, il est important de distinguer la productivité issue des milieux littoraux de celle des milieux pélagiques. Il est en effet reconnu que la zone littorale est plus productive que la zone pélagique (Horne et Chapman, 1994). De plus, les différentes espèces susceptibles de fréquenter les réservoirs du complexe de la Romaine sont directement ou indirectement étroitement associées à la productivité benthique retrouvée en zone littorale (Kline et coll., 1998; Power et coll., 2002; Vander Zanden et Vadeboncoeur, 2002; Bertolo et coll., 2005; Vander Zanden et coll., 2006; Byström et coll., 2007). Cependant, tel qu'indiqué dans le préambule à la question CA-47 (ACÉE, 2008), le plan d'échantillonnage effectué dans les lacs du territoire ne permettrait pas de faire une bonne distinction entre la productivité associée à la zone littorale ou pélagique. De plus, il importe de considérer la contribution relative de ces milieux selon l'espèce visée.

Ainsi, le MPO a ventilé la productivité calculée en lacs et en réservoirs selon la représentativité des zones littorales et pélagiques des deux milieux et la contribution de ces deux zones à la production selon l'espèce considérée. En l'absence d'outils plus performants pour établir cette distinction, le MPO a attribué une appartenance à la zone littorale et la zone pélagique aux principales espèces susceptibles d'être retrouvées dans les réservoirs. Ces niveaux d'appartenance ont été établis à partir des résultats de plusieurs études utilisant un isotope du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) comme indicateur de l'origine de la biomasse de ces espèces en lacs (Kline et coll., 1998; Power et coll., 2002; Vander Zanden et Vadeboncoeur, 2002; Bertolo et coll., 2005; Byström et coll., 2007). Il est à noter que l'attribution d'une appartenance tirée des études utilisant les isotopes stables d'autres milieux vise à nuancer les calculs de production afin de mieux tenir compte des habitudes alimentaires et de l'efficacité écologique de différentes espèces à tirer profit de la ressource alimentaire disponible et de la morphométrie des plans d'eau.

Ensuite, tel qu'indiqué dans la question CA-49 (ACÉE, 2008), il est souhaitable de considérer un autre modèle de communauté de poissons que celui du réservoir Caniapiscou. Sur la base notamment des informations présentées par le promoteur au tableau CA-49-1 (Hydro-Québec, 2008a), le MPO a retenu un modèle combinant la biomasse relative de différents réservoirs de la Côte-Nord (Manic-1, Manic-2, Manicouagan, Outardes-4 et Pipmuacan) qui semblent plus apparentés à ceux projetés au complexe de la Romaine que celui du réservoir Caniapiscou.

Évaluation de la production

Selon le promoteur, les réservoirs produiraient globalement environ 168 700 kg/an de poissons ce qui correspondrait à un gain estimé à approximativement 22 700 kg/an par rapport à la situation actuelle. D'après l'évaluation du promoteur, le meunier rouge, le grand corégone et la lotte seraient les seules espèces avantagées par la création des réservoirs, au détriment des salmonidés qui verraient leur population diminuer ou disparaître et du grand brochet qui serait une espèce importante des réservoirs, mais fortement défavorisée par rapport à la situation actuelle. Le meunier rouge représenterait à lui seul plus de la moitié de la production annuelle des réservoirs du complexe.

À l'instar du promoteur, le MPO estime que l'omble de fontaine, l'omble chevalier, la ouanani-che, le touladi et le ménomini rond seraient très marginaux ou naturellement absents des réservoirs du complexe de la Romaine comme l'indiquent les résultats des suivis effectués sur plusieurs autres réservoirs du Québec (Génivar, 2006; Belles-Isles, 2004; Belzile et coll. 2000 ;

Gendron, 1992; Profaune, 1991; Groupe Environnement Shooner inc, 1993). Les pertes de production annuelle associées à l'enneigement des réservoirs pour l'omble de fontaine, le touladi, l'omble chevalier, la ouananiche et le ménomini rond sont estimées respectivement à environ 20 000 kg/an, 3 300 kg/an, 280 kg/an, 900 kg/an et 3 600 kg/an par le promoteur.

Suite à la prise en compte des éléments déjà mentionnés, le MPO a réévalué la productivité des réservoirs et conclu que ceux-ci produiraient environ 111 000 kg/an ce qui correspondrait à une perte approximative de 37 000 kg/an de poissons. Les seules espèces qui profiteraient globalement de la création des réservoirs seraient le grand corégone et, dans une moindre mesure, la lotte. Les gains calculés chez le grand corégone sont attribuables à l'augmentation des superficies aquatiques, à son comportement d'alimentation pélagique et qu'il est retrouvé en bonne proportion dans les réservoirs existants ayant servi de modèle de la communauté de poissons des réservoirs projetés au complexe de la Romaine.

Les différences entre la production annuelle globale des réservoirs évaluée par le promoteur et le MPO sont surtout attribuables à l'évaluation de la performance du meunier rouge, du grand corégone et du grand brochet alors que le promoteur a accordé une productivité piscicole plus forte à la zone pélagique qu'à la zone littorale, la première étant fortement représentée dans les réservoirs du complexe de la Romaine.

Analyse des habitats des futurs réservoirs

Les approches de type production, comme celles discutées précédemment, ont certaines limites associées par exemple aux échantillonnages, à l'origine et au contexte dans lequel les modèles de production ont été élaborés ou au manque de validation. Néanmoins, l'approche de production utilisée offre un intérêt dans la mesure où l'on est conscient de ses faiblesses et de la portée de la méthode ainsi que dans le contexte où l'objectif est d'établir des tendances plutôt que des résultats absolus. Ce type d'approche permet de comparer des milieux très différents entre eux et d'intégrer certaines variables comme la température de l'eau.

Par contre, il est important de noter que, même en améliorant les équations de calcul de production, ce type d'approche ne peut constituer une analyse complète de la capacité des futurs réservoirs à produire du poisson. En effet, la méthode n'intègre pas certaines composantes de l'habitat qui pourraient être déterminantes dans la capacité des réservoirs à produire du poisson selon une espèce considérée. En fait, l'approche tient compte uniquement de la superficie des zones littorales et pélagiques et considère que les habitats des réservoirs permettraient une production équivalente à celle des lacs de référence, peu importe leurs caractéristiques physiques ou d'exploitation. La méthode considère également que les communautés de poissons des réservoirs projetés se développeraient comme celles de réservoirs existants indépendamment de leurs particularités physiques et d'exploitation. Par exemple, l'approche précédemment discutée ne considère pas des variables comme le nombre et l'importance des tributaires accessibles, les substrats dominants en zone littorale (matériaux de surface) ou le marnage annuel des réservoirs. C'est pourquoi le MPO a également analysé la qualité des futurs réservoirs en considérant certaines caractéristiques générales des habitats de chacun des plans d'eau projetés. Cette seconde interprétation, vient en quelque sorte valider les tendances induites par les calculs de production en considérant ici des variables d'habitats jusqu'alors ignorées.

Les caractéristiques du réservoir de la Romaine-1 (hétérogénéité des matériaux de surface en zone littorale, portion fluviale dans sa portion amont, gains d'accessibilité en tributaire, faible

marnage annuel) ne suscitent pas d'inquiétude particulière quant aux tendances annoncées par l'analyse de la production annuelle. En fait, ce réservoir partage plusieurs caractéristiques avec des réservoirs existants comme ceux de Manic-1, Manic-2, Outardes-2 ou Outardes-3.

En ce qui concerne les réservoirs de la Romaine-2, de la Romaine-3 et de la Romaine-4, certaines de leurs caractéristiques suggèrent que leurs potentiels à produire du poisson pourraient être inférieurs aux résultats avancés par l'analyse de la production annuelle. En effet, la faible bande d'habitats littoraux des réservoirs de la Romaine-2 et de la Romaine-3 serait caractérisée par une très forte dominance de roc (environ 85 %). De plus, ces réservoirs, surtout celui de la Romaine-3, auraient peu de tributaires accessibles. À ces caractéristiques physiques, s'ajoute un marnage annuel moyen important d'environ 19 m pour le réservoir de la Romaine-2, pendant les 6 premières années d'opération et d'un peu moins de 13 m pour celui de la Romaine-3. La composition des matériaux de surface en zone peu profonde et le nombre de tributaires accessibles ne soulèvent pas de préoccupation particulière pour le réservoir de la Romaine-4. Par contre, à l'instar du réservoir de la Romaine-2 (jusqu'en 2020) et de celui de la Romaine-3, le réservoir de la Romaine-4 aurait un marnage annuel moyen important soit de près de 14 m.

Tel que résumé dans le préambule à la question CA-43 (ACÉE, 2008), ces marnages annuels importants, combinés aux caractéristiques des substrats attendus en zone peu profonde, pourraient réduire considérablement la qualité de l'habitat d'alimentation des espèces associées directement ou indirectement à la productivité benthique. À l'exception du réservoir de la Romaine-1, les marnages annuels projetés dans les réservoirs du complexe de la Romaine pourraient également affecter négativement le recrutement du grand corégone, une espèce qui selon les calculs de production serait pourtant favorisée par la création des réservoirs.

Cas du grand corégone

Tel qu'exposé dans la réponse du promoteur à la question CA-43 (Hydro-Québec, 2008a), les marnages annuels des réservoirs du complexe de la Romaine seraient nettement supérieurs à ceux d'autres réservoirs supportant une population de grand corégone. L'évaluation du promoteur quant au potentiel de développement des différentes espèces de poissons dans les réservoirs du complexe de la Romaine, dont le grand corégone, repose en grande partie sur l'hypothèse que les résultats des pêches effectuées dans les réservoirs du complexe La Grande ou même d'autres réservoirs existants peuvent être extrapolés aux quatre réservoirs du complexe de la Romaine. Les résultats obtenus grâce aux suivis réalisés sur des réservoirs existants ont permis de recueillir plusieurs informations pertinentes. Cependant, les résultats obtenus dans ces suivis doivent être remis dans leur contexte et être utilisés avec précaution. En effet, il semble y avoir quelques réservoirs notamment sur la Côte-Nord qui supportent de bonnes populations de poissons et où le grand corégone semble une espèce dominante. Ces réservoirs ont plusieurs similitudes morphométriques avec les réservoirs projetés au complexe Romaine dont la taille, l'encaissement, la présence de tributaires et les substrats. Cependant, ces réservoirs ne sont pas soumis à des marnages annuels comparables, une variable importante dans l'appréciation de la capacité des réservoirs à produire du poisson.

Selon le promoteur, le recrutement du grand corégone dans les réservoirs serait assuré par la fréquentation des aires de fraie situées à l'extérieur de ceux-ci, vraisemblablement dans leurs canaux de fuite et leurs principaux tributaires (Hydro-Québec, 2008a). Le promoteur ajoute qu'il est démontré que le grand corégone se reproduit principalement au pied des centrales et dans les gros tributaires des réservoirs, mais peu dans le réservoir même. C'est notamment le cas au pied

de centrales des complexes Manic et aux Outardes. Il y a également des observations de fraie dans les tributaires du réservoir aux Outardes-4 et des montaisons à l'automne suggérant la fraie dans ce type de milieu au réservoir Caniapiscou (Groupe Environnement Shooner inc., 1993; Lemieux et Doyon; 1998). Cependant, tel qu'indiqué par Groupe Environnement Shooner inc. (1993), il y a également des indices de fraie en bordure du réservoir aux Outardes-4, mais il est difficile de relativiser l'importance des tributaires par rapport au réservoir en ce qui a trait à la reproduction de l'espèce. Ce même auteur ajoute que le rassemblement de grands corégones en aval d'obstacles (p. ex. : centrale hydroélectrique) facilite la vérification de la fraie et qu'une reproduction sporadique en bordure de tout le réservoir pourrait s'avérer tout aussi utile au maintien des stocks que celle plus concentrée dans quelques tributaires.

Par ailleurs, le promoteur indique dans sa réponse à la question CA-43 (Hydro-Québec, 2008a) que deux études réalisées au Québec, soit Gendron (1990) et Gendron (1991), ont démontré que le marnage ne semble pas avoir d'effet sur la reproduction du grand corégone, car aucune relation entre la force des classes d'âge et le marnage n'a pu être relevée. Or, les résultats présentés par Gendron (1990) indiquent une diminution du recrutement au réservoir Outardes-4, Manic-5 ainsi qu'au réservoir Baskatong. Tel que suggéré par Gendron (1990), l'absence de relation entre les fluctuations des niveaux d'eau et l'abondance des classes d'âge pourrait être associée à la taille de l'échantillon.

De plus, Gendron (1991) indique que les résultats de la comparaison des variations interannuelles du marnage d'un même réservoir semblent révéler qu'un marnage de 4 à 6 m n'affecte pas suffisamment la survie des œufs pour causer une modification majeure de l'abondance des classes d'âge des grands corégones mais que lors de marnages très élevés (plus de 6 m), une forte mortalité des œufs pourrait affecter celle-ci. L'étude de Gendron (1991) ne vient en fait que documenter si une variation interannuelle du marnage d'un même réservoir affecte les classes d'âges et non si le marnage dans son ensemble affecte le recrutement.

Contrairement au touladi, le grand corégone coloniserait vraisemblablement les réservoirs du complexe de la Romaine malgré les marnages importants. Cependant, les productions réelles pourraient être à moyen et long terme inférieures à celles calculées en raison notamment des marnages importants de trois des quatre réservoirs. Ces marnages provoqueraient la mortalité des œufs déposés au pourtour des réservoirs à une profondeur inférieure au marnage. Le faible nombre de gros tributaires dans les secteurs de la Romaine-2 mais surtout de la Romaine-3 pourrait s'ajouter aux facteurs réduisant le recrutement.

Il n'existe pas vraiment de mesures pour atténuer les destructions d'habitat associées à la création des réservoirs. Les pertes d'habitat observées nécessiteront donc la mise en place de mesures de compensation.

2.2.5.1 Compensation en eau douce

Les propositions de compensation du promoteur mentionnées ci-dessous sont présentement considérées comme insuffisantes pour compenser adéquatement les pertes pour les principales espèces dont l'omble de fontaine, le touladi, la ouananiche, l'omble chevalier, le grand brochet et le grand corégone. Ce sujet sera discuté prochainement avec le promoteur.

Analyse

Tel qu'indiqué précédemment, la création des réservoirs et leur exploitation (section 2.2.5), la coupure des débits dans les tronçons court-circuités (section 2.2.1), la construction des différents ouvrages (section 2.2.4) et la plus grande accessibilité au réseau hydrographique pour certaines espèces de poissons (section 2.2.3) entraîneraient des pertes de capacité de production pour plusieurs espèces valorisées (tableau 4).

Tableau 4. Bilan des évaluations de production annuelle des principales espèces affectées par la réalisation du projet dans le secteur en amont du barrage de la Romaine-1.

Espèce	Bilan de production (kg/an)
Ombles de fontaine	-22 000 ¹
Touladi	-3 300
Ombles chevaliers	-280
Ouananiche	-900
Ménomini rond	-3 600
Grand brochet	-37 000
Grand corégone ²	+35 000

¹ Incluant les pertes associées à l'enneigement de la rivière Romaine, des tributaires et des lacs, l'assèchement des tronçons court-circuités, l'empiétement des ouvrages et l'ouverture du territoire à des espèces compétitrices.

² Les caractéristiques physiques et d'exploitation des réservoirs de la Romaine-2, de la Romaine-3 et de la Romaine-4 pourraient affecter considérablement à la baisse la production annuelle du grand corégone.

Le promoteur propose différentes mesures pour compenser des pertes pour le saumon atlantique, l'omble de fontaine, le touladi, la ouananiche, l'omble chevalier et le grand corégone.

Bien que des discussions doivent avoir lieu avec le promoteur à ce sujet, les sections suivantes résument l'évaluation du MPO des compensations proposées par le promoteur pour les espèces valorisées, mis à part le saumon atlantique traité à la section 2.1.1.2.

Ombles de fontaine

Le promoteur propose d'implanter l'omble de fontaine dans cinq lacs actuellement sans poisson et de réaliser des aménagements dans certains de leurs tributaires ainsi que dans huit autres cours d'eau. Le promoteur évalue que l'ensemble de ces aménagements occasionnerait un gain global de production théorique de 4 450 kg/an ce qui représente environ 20 % des pertes de production estimées pour cette espèce. Tel qu'indiqué dans le préambule à la question CA-59 (ACÉE, 2008), considérant la forte appartenance alimentaire de l'omble de fontaine aux zones peu profondes et la profondeur moyenne relativement élevée de quatre des cinq lacs sélectionnés (entre 10,3 et 15,5 m), ces gains risquent fortement d'être inférieurs aux prédictions du promoteur.

Touladi

Le promoteur estime, que suite à l'implantation d'une population de touladi dans le réservoir de la Romaine-1, la production de cette espèce serait d'environ 350 kg/an. En utilisant les mêmes

bases de calcul que pour l'estimation de la production annuelle des réservoirs, la production annuelle de touladi serait plutôt d'environ 180 kg/ha. La mesure de compensation visant l'introduction du touladi dans le réservoir de la Romaine-1 est intéressante puisqu'elle vise une espèce valorisée, tend à optimiser l'utilisation par la pêche du réservoir créé et permet de tirer profit du fait que le réservoir de la Romaine-1 aurait un faible marnage. Cependant, certains éléments viennent nuancer les chances de succès de cette proposition. En effet, tel qu'indiqué par Génivar (2007b) l'absence d'une réelle stratification thermique dans le réservoir de la Romaine-1, pourrait augmenter le taux de prédation des juvéniles de touladi par le grand brochet et le cannibalisme par les adultes. Il est également à noter que l'âge à maturité tardif de l'espèce implique nécessairement un délai avant que le réservoir produise naturellement du touladi au niveau anticipé. De plus, le succès de l'implantation du touladi dépend de la disponibilité de poissons-proies incluant la rapidité du grand corégone à réussir à s'établir dans le réservoir malgré sa faible abondance actuelle. Nonobstant ces éléments, les projections du promoteur et celles du MPO sont dans les deux cas largement inférieures aux pertes évaluées pour l'espèce (3 200 kg/ha).

Ouananiche

Le promoteur prévoit réaliser, à titre de mesures compensatoires, des travaux visant la mise en valeur de la ouananiche dans le réservoir de la Romaine-4. Il anticipe des gains substantiels (2 690 kg/an) par rapport aux pertes estimées suite à la réalisation du projet (900 kg/an). Cette évaluation est basée sur l'hypothèse que le grand corégone et le ménomini rond seraient des proies de remplacement en l'absence d'éperlan arc-en-ciel dans le système et que le réservoir aurait une productivité au moins similaire à celle du lac Saint-Jean, plan d'eau où on retrouve de l'éperlan arc-en-ciel. L'importance de l'éperlan arc-en-ciel pour la ouananiche est bien documentée (Boucher, 2004; Lefebvre, 2003; Pientka et Parrish, 2002; Kirn et LaBar, 1996; Lesard, 1995; Sayers et coll., 1989; Warner et Havey, 1985; AuClair, 1982; Havey, 1973, 1974; Warner, 1972 in Sayers et coll., 1989). Par contre, aucune donnée ou exemple dans la littérature ne permet de croire que le grand corégone est une proie sélectionnée par la ouananiche et encore moins qu'il serait une ressource alimentaire alternative aussi intéressante que l'éperlan arc-en-ciel.

La valorisation de la ouananiche dans le réservoir RO-4 constitue une avenue de compensation intéressante à explorer. Toutefois, à la lumière des informations disponibles, des doutes subsistent sur les gains réels pour cette espèce considérant l'absence d'éperlan-arc-en-ciel dans ce plan d'eau projeté.

Omble chevalier

L'omble chevalier de la sous-espèce *oquassa* figure sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables par le gouvernement du Québec. Selon le gouvernement du Québec, les populations d'omble chevalier du Nord du Québec et celles de la Côte-Nord ne sont apparemment pas dans un état critique. Au fédéral, l'espèce n'a pas de désignation, mais serait parmi les espèces en attente d'une évaluation. Un rapport préliminaire soumis au Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) sur l'état de la situation de l'espèce suggérerait d'attribuer aux populations le statut d'espèces préoccupantes (dans Côté et Bernatchez, 2008).

Au total, 275 lacs seraient touchés par la création des réservoirs. La présence de l'omble chevalier ayant été confirmée dans deux des 14 lacs échantillonnés de la zone affectée par les réservoirs.

voirs ainsi que dans un autre des 53 lacs inventoriés sur le territoire mais qui ne seraient pas touchés par le projet. Considérant le faible nombre de lacs où l'espèce a été retrouvée, l'hypothèse de la distribution restreinte de ce salmonidé est plausible, mais elle ne signifie pas que des populations d'omble chevalier ne se retrouvent pas dans des plans d'eau non échantillonnés qui seraient ennoyés par la création des réservoirs. Il n'est pas possible d'établir d'une manière absolue le nombre et l'importance des lacs où l'omble chevalier est retrouvé. Néanmoins, en utilisant le nombre de lacs où l'espèce a été recensée versus le nombre de lacs échantillonnés et les caractéristiques des lacs où l'omble chevalier a été retrouvé en allopatrie ou en sympatrie, le MPO a estimé d'une manière générale à 13 le nombre de lacs touchés où l'omble chevalier est susceptible d'être retrouvé.

Le promoteur propose de transférer une partie des deux populations recensées dans deux autres lacs actuellement sans poisson à l'extérieur de la zone touchée. Compte tenu du statut de l'omble chevalier de la sous-espèce *oquassa*, le transfert et l'implantation dans des lacs sans poisson semble la meilleure option de compensation. Cependant, il serait plus prudent d'augmenter le nombre de lacs où l'omble chevalier devrait être implanté. Ceci, afin de compenser adéquatement les pertes pour l'espèce, mais également pour réduire les risques advenant que l'implantation dans un lac ne fonctionne pas telle que prévue.

Grand corégone

Malgré le caractère opportuniste de l'espèce, les caractéristiques physiques et d'exploitation des réservoirs de la Romaine-2, de la Romaine-3 et de la Romaine-4 laissent croire que la production de grand corégone pourrait être inférieure à celle prédite.

Actuellement, le promoteur propose uniquement l'aménagement d'une frayère pour le grand corégone en aval de l'ouvrage de la Romaine-2 (réservoir de la Romaine-1).

L'aménagement d'habitats de reproduction en eau vive de grandes superficies à la sortie des canaux de fuite des centrales de la Romaine-3 et Romaine-4 et l'optimisation des possibilités d'aménagement des principaux tributaires des réservoirs en amont de celui de la Romaine-1 seraient nécessaires afin de réduire l'effet négatif des marnages sur le recrutement de l'espèce en optimisant les possibilités de fraie dans des secteurs soustraits à l'influence de l'abaissement des niveaux en hiver.

2.3 Secteur de l'embouchure

La commission a demandé un avis afin de :

- *décrire les impacts du projet sur l'embouchure et la zone côtière : zostérais, communautés benthiques, pérennité des frayères à capelan, productivité primaire, montaison des espèces anadromes et catadromes, érosion des plages (dynamique géomorphologique).*

Réponse

Dans sa réponse, le MPO a intégré la demande liée à l'érosion des plages à celle traitant de la pérennité des frayères à capelans car ces deux sujets sont liés. De plus, deux autres sujets ont été ajoutés (mammifères marins, éperlan arc-en-ciel) en guise de complément d'information.

2.3.1 Productivité primaire et secondaire

Le promoteur a utilisé un modèle numérique afin d'évaluer les impacts de la modification du régime hydrologique de la rivière Romaine sur la production planctonique du chenal de Mingan. Les résultats des simulations effectuées à partir de ce modèle sont présentés dans l'étude sectorielle (Saucier et coll., 2007) et dans l'étude d'impact.

Dans les questions soumises au promoteur, le MPO avait soulevé que les simulations effectuées à partir du modèle négligeaient l'apport en carbone (dissous et particulaire) de la rivière Romaine. Toutefois, il semble que la très grande partie de ce carbone soit sous forme dissoute, c'est-à-dire sous une forme moins facilement assimilable par le phytoplancton. Les prédictions du modèle concernant les impacts sur la production primaire sont donc jugées satisfaisantes. Par conséquent, le projet ne devrait pas causer de changements significatifs de la production primaire dans le chenal de Mingan.

En ce qui concerne la production secondaire, le modèle numérique ne peut être utilisé pour le zooplancton. Toutefois, puisqu'il ne devrait pas y avoir de changements significatifs des conditions physiques dans le chenal de Mingan (salinité, température, stratification) et de la production primaire, il est raisonnable de conclure que le projet ne devrait pas causer d'impacts locaux significatifs sur la production secondaire.

2.3.2 Zostère marine

Les herbiers de zostère marine sont des milieux de fortes productivités primaires et secondaires. Ils représentent d'importantes zones d'alimentation, d'abris, de reproduction et de pouponnières pour différentes espèces de poissons fourragères.

Des herbiers de zostère marine sont présents dans la zone de l'embouchure de la rivière Romaine. Ils sont surtout situés dans la portion est, plus précisément entre La Grosse Romaine et La Petite Romaine ainsi que sur le littoral de la pointe Tshipaihkuhan. Dans la portion ouest, on retrouve des herbiers le long d'une mince bande en bordure du Chenal Ouest et en bordure de l'île La Grosse Romaine.

La modification du régime hydrologique de la rivière Romaine, principalement en ce qui concerne les changements du régime sédimentaire et du couvert de glace, pourrait occasionner des impacts sur les zostérais.

La géomorphologie du fond du secteur de l'embouchure situé à l'est de l'île La Grosse Romaine est influencée par la rivière Romaine, principalement via la Fausse Chute et la rivière Aisley. En conditions futures, en phase d'exploitation, le patron d'écoulement au niveau de ces exutoires sera modifié de façon importante. Ces modifications combinées à la réduction des apports sédimentaires sableux provenant de la rivière Romaine engendrées par ce projet soulèvent des préoccupations concernant la stabilité du substrat des zostérais.

Le couvert de glace, quant à lui, protège la zostère en hiver. L'augmentation et les variations des débits hivernaux augmentent l'instabilité (bris et mouvement) du couvert de glace, ce qui pourrait avoir un effet abrasif sur les herbiers présents dans la zone de l'embouchure.

Un suivi des effets du projet sur les zostérais situées à l'embouchure de la rivière Romaine devraient donc être effectués.

2.3.3 Communautés benthiques

En conditions actuelles, en période de crue printanière, la baisse soudaine de la salinité et le lessivage d'une partie des organismes vers le large par le fort courant fluvial entraînent un appauvrissement annuel des peuplements benthiques marins dans la couronne intérieure (secteur délimité par une ligne reliant la Pointe à Aisley à la pointe rocheuse située à l'embouchure de la rivière Lechasseur) de la zone de l'embouchure. Ce phénomène a été observé lors d'une étude sur l'évolution des peuplements benthiques dans le delta de la rivière Romaine (Bourgoin 1984). Les organismes les plus vulnérables sont les espèces sessiles ou peu mobiles (p. ex. : moule bleue, mye commune, petite macoma). Chaque année, à la fin de la crue, les chenaux et les battures sont envahis par l'eau saumâtre ou salée et la communauté benthique se réinstalle jusqu'au printemps suivant.

En conditions futures, en phase d'exploitation, la crue printanière serait moins soutenue en volume et en durée. Par conséquent, la zone subissant un appauvrissement des peuplements benthiques marins devrait être moins importante. L'augmentation des débits hivernaux ne devrait pas causer d'impact sur les organismes benthiques qui ont colonisé la zone en période estivale puisque ces débits, et donc la salinité, devraient être similaires aux débits estivaux.

Toutefois, des modifications du substrat pourraient survenir lors de la construction et de l'exploitation du complexe. Selon Laroche (1983), la source sédimentaire majeure du delta est la rivière Romaine. Toujours selon cette source, le delta de la rivière Romaine constitue présentement un milieu sédimentaire en équilibre avec les agents hydrodynamiques. De façon générale, l'ensemble des processus sédimentologiques se produit en période de crue alors qu'une forte proportion de sédiments est introduite dans le système et que l'énergie des gradients hydrauliques est à son maximum.

Par conséquent, le déficit sédimentaire causé par la réduction des apports sableux de la rivière Romaine, estimé par le promoteur à 2 000 m³/an, combiné à la modification des conditions hydrodynamiques à l'embouchure, particulièrement pendant la deuxième phase du remplissage du réservoir de la Romaine-2, pourrait modifier de façon temporaire ou permanente les habitats benthiques.

En conclusion, les communautés benthiques marines dans la zone de l'embouchure deviendraient probablement plus stables et diversifiées à moyen et à long terme suite à la mise en œuvre du complexe La Romaine. Toutefois, la structure de ces communautés serait probablement différente puisque les conditions physiques des habitats benthiques seraient vraisemblablement modifiées (salinité, granulométrie, bathymétrie).

L'analyse détaillée des impacts du projet sur les principales ressources benthiques du secteur s'établit comme suit.

Mye commune

La principale espèce benthique pêchée dans la zone de l'embouchure est la mye commune. Celle-ci y est exploitée commercialement et de façon récréative. Les densités les plus élevées se situent entre les îles de La Grosse Romaine et de La Petite Romaine, dans le secteur de la pointe Paradis et aux environs du haut-fond situé entre la Pointe Paradis et l'île de La Grosse Romaine.

Puisque la mye commune est une espèce marine, elle devrait être favorisée par la diminution de la zone subissant un appauvrissement annuel causé par la crue printanière. Toutefois, puisque

cette espèce a besoin de substrat meuble pour s'enfouir, un bilan sédimentaire négatif, qui pourrait être engendré par la réduction des apports sédimentaires sableux fluviaux combinée aux modifications des conditions hydrodynamiques à l'embouchure, pourrait avoir des conséquences négatives à moyen ou long terme.

Un suivi des effets du projet sur cette espèce devrait donc être effectué.

Pétoncle

Le pétoncle fait l'objet d'une pêche commerciale dans le chenal de Mingan, entre La Grande Île et l'île Niapiskau. Les modifications du régime hydrologique de la rivière Romaine ne devraient pas avoir d'incidence notable sur la température et la salinité en profondeur ainsi que sur les sédiments dans le chenal de Mingan. Par conséquent, le MPO est d'avis que le projet ne devrait pas causer d'impacts significatifs sur le pétoncle.

Crabe des neiges

On retrouve du crabe des neiges dans le chenal de Mingan. Une zone de pêche commerciale pour cette espèce est située entre La Grande Île et l'île à Bouleaux du Large.

Les larves de crabe des neiges sont libérées au printemps et passent par un stade larvaire pélagique estival. Puisque les larves ne se maintiennent pas en surface, elles ne devraient pas être influencées par les changements de salinité de la couche de surface suite au projet.

Après ce stade, le crabe des neiges devient benthique pour le reste de son cycle vital et se retrouve à de bonnes profondeurs. Les premiers stades juvéniles sont probablement le maillon faible du cycle de vie du crabe des neiges (Dionne et coll., 2003). En effet, ces premiers stades sont très sédentaires, ne tolèrent que de faibles variations de température et ont besoin d'habitats leur fournissant une possibilité de se cacher (débris ou encore sédiments fins leur permettant de s'enfouir). Puisque les modifications du régime hydrologique de la rivière Romaine ne devraient pas avoir d'incidence notable sur la température en profondeur ainsi que sur les sédiments dans le chenal de Mingan, le projet ne devrait pas causer d'impacts significatifs sur le crabe des neiges.

2.3.4 Pérennité des frayères à capelan et érosion de plages

Deux zones de reproduction confirmées pour le capelan se retrouvent dans le secteur de l'embouchure de la rivière Romaine. La première est située du côté ouest de l'île La Grosse Romaine et la seconde se trouve près de la Pointe Paradis.

La modification du régime hydrologique de la rivière Romaine modifierait le régime sédimentaire de la zone de l'embouchure ce qui pourrait affecter ces frayères.

La mise en œuvre du projet causerait une réduction de la charge sédimentaire fluviale sableuse de plus de 30 %. En effet, l'apport en sable de la rivière est de 6 000 m³/an en conditions actuelles et serait de 4 000 m³/an en conditions futures. Or, les frayères à capelan dans la zone de l'embouchure seraient alimentées en partie par les sédiments sableux provenant de la rivière Romaine (Laroche, 1983). Cette réduction de la charge sableuse fluviale dans le contexte actuel d'accélération de l'érosion côtière et d'augmentation du déficit sédimentaire des côtes à l'échelle du golfe du Saint-Laurent est préoccupante pour la stabilité des deux frayères à capelan à moyen et à long terme.

De plus, la modification du régime hydrologique de la rivière Romaine causerait des changements importants des conditions physiques régissant la dynamique sédimentaire dans la zone côtière du secteur de la rivière Romaine, particulièrement pendant la période de remplissage du réservoir de la Romaine 2. Principalement, la modification des niveaux d'eau dans le secteur de l'embouchure combinée aux effets de la houle, des vagues et des marées de même que la diminution importante du débit et de la durée des crues printanières occasionneraient des changements dans la dynamique sédimentaire. Ces changements combinés à la réduction de la charge sédimentaire sableuse pourraient affecter les frayères à capelan.

Un suivi des effets du projet sur les frayères de capelan localisées dans le secteur de l'embouchure de la rivière Romaine devrait donc être effectué.

2.3.5 Éperlan arc-en ciel

L'éperlan arc-en-ciel (adulte et juvénile) fréquente le secteur de l'embouchure de la rivière Romaine. Cette espèce fait l'objet d'une pêche automnale au nord de l'île de La Grosse Romaine et aux alentours de la pointe Tshipaihkuhkan et hivernale dans la baie Aisley.

Reproduction

La zone de l'embouchure de la rivière Romaine présente certains secteurs potentiels pour la reproduction de l'éperlan arc-en-ciel. En effet, bien que les rapides de la rivière Aisley, de la Chute de l'Auberge et de la Fausse Chute semblent infranchissables par l'éperlan, les portions inférieures de ceux-ci sont susceptibles d'offrir des conditions acceptables pour sa reproduction (c'est-à-dire un courant de moins de 120 cm/s et un substrat composé de roches, de cailloux ou de sable). C'est d'ailleurs le cas de la rivière des Rapides dans la baie de Sept-Îles et de la rivière aux Outardes plus à l'ouest sur la Côte-Nord qui présentent des conditions similaires (influence de la marée et obstacles).

Puisque l'éperlan possède une faible capacité natatoire, la réduction du débit printanier en conditions futures pourrait favoriser cette espèce à l'intérieur des rapides de l'embouchure de la rivière Romaine. Toutefois, l'intrusion d'eau saline (> 12 ‰) au pied des rapides pourrait nuire à la survie des œufs. De plus, la baisse considérable d'écoulement aux trois rapides pendant la mise en eau du réservoir de la Romaine-2 et la réduction importante de la durée d'écoulement dans la rivière Aisley au printemps en condition d'exploitation pourraient réduire considérablement le potentiel de l'habitat de reproduction pour l'espèce.

Le promoteur a réalisé deux campagnes d'échantillonnage afin de vérifier le potentiel de reproduction pour l'éperlan arc-en-ciel dans la zone de l'embouchure. Bien que ces campagnes n'aient pas permis de découvrir des indices de reproduction (adultes en stade pré-ponte, œufs ou larves), il est souhaitable de poursuivre la recherche de sites de déposition d'œufs avant la mise en eau des réservoirs. En effet, la confirmation de zones de reproduction pour l'éperlan peut parfois nécessiter plus d'une année de suivi. Une des raisons est que la période propice pour cette vérification est très courte. La ponte se déroule sur une période de moins de 14 jours et l'éclosion des larves se produit entre 8 à 15 jours après la fécondation. De plus, les zones de déposition d'œufs peuvent être difficiles à trouver, particulièrement dans les grandes rivières comme la Romaine, car ces zones sont parfois petites et leur utilisation peut varier d'une année à l'autre.

Habitat d'hiver

L'éperlan arc-en-ciel fréquente, entre autres, les secteurs d'eau douce des embouchures et les estuaires de rivières pendant la période hivernale, en suivant le mouvement des marées. Ce comportement est possiblement attribuable à une stratégie d'alimentation ou encore à la recherche de secteur où la température est supérieure à celle rencontrée plus au large (refuge thermique).

Il semble que l'éperlan utilise actuellement le secteur de l'embouchure de la rivière Romaine en hiver (pêche blanche). Puisque les débits hivernaux en phase exploitation seraient supérieurs à ceux qui prévalent actuellement, les conditions hivernales futures ne devraient pas affecter l'utilisation de cette zone par l'éperlan à cette période de l'année.

2.3.6 Montaison des espèces anadromes et catadromes

Les obstacles à l'embouchure de la rivière sont franchissables pour l'anguille d'Amérique, le saumon atlantique ainsi que pour l'omble de fontaine anadrome. Pour les deux premières espèces, ces obstacles sont facilement franchissables en conditions actuelles étant donné leur bonne capacité nataoire. Pour l'omble de fontaine anadrome, la présence de nids dans la portion amont de la rivière Romaine (PK 48,9), en plus des informations provenant des Innus, sont des indices qui laissent croire que les obstacles à l'embouchure de la rivière seraient également franchissables par cette espèce. L'omble de fontaine résidente, plus petite, fraie généralement dans les petits tributaires. Étant donné le mode de gestion de la centrale Romaine-1 durant la période printanière (débits pouvant atteindre 482 m³/s et plus en cas de déversement) et estivale (débit entre 200 et 400 m³/s), les obstacles à la migration conserveront les mêmes contraintes de déplacement qu'à l'état actuel pour les espèces anadromes et catadromes présentes.

2.3.7 Mammifères marins

L'impact potentiel de la modification du régime hydrologique de la rivière Romaine sur les mammifères marins serait indirect via un effet sur la production et la répartition des proies. Compte tenu des préoccupations soulevées pour le capelan, l'éperlan arc-en-ciel et les herbiers de zostère marine, le projet pourrait avoir un effet local sur les individus utilisant cette région, principalement ceux d'espèces se nourrissant de poissons, mais ne devrait avoir que peu d'effet sur les populations de mammifères marins. Cet impact potentiel est jugé acceptable.

2.3.8 Algues toxiques

Question de la commission

- *Est-il possible que les travaux du projet de la Romaine occasionnent une augmentation des algues toxiques dans le fleuve ?*

Réponse

Les développements hydroélectriques peuvent occasionner une augmentation des algues toxiques. Ce phénomène a déjà été décrit dans la littérature scientifique pour d'autres régions du globe (Friedl & Wüest, 2002; Humborg et coll., 1997, 2000; Kimor 1991; Li et coll., 2007). Sur la base des connaissances actuelles, il est cependant difficile d'estimer avec certitude le degré de risque que représentent les travaux du projet de la Romaine, puisque cet aspect n'a jamais été étudié dans nos régions.

Le principal facteur à considérer est l'impact des barrages sur les rapports en sels nutritifs dans l'estuaire. Les réservoirs d'un barrage sont un environnement favorable à la croissance de diatomées, un groupe d'algues caractérisé par la présence d'une frustule (squelette) siliceuse autour de la cellule. L'organisme obtient la silice directement de l'eau de la rivière. Le ralentissement des courants dans le réservoir permet la sédimentation de ces cellules, et donc la rétention de la silice dans le réservoir. Ce phénomène a l'effet de réduire la quantité de silice transportée par la rivière vers l'estuaire. Les autres éléments nutritifs (azote, phosphore, etc.) ne sont pas aussi affectés en proportion. Par conséquent, les rapports des éléments nutritifs transportés jusqu'à l'estuaire peuvent être modifiés suite à la construction d'un barrage. Ce phénomène est bien décrit dans la littérature scientifique (revue par Friedl & Wüest, 2002).

L'impact de ce changement dans les rapports de nutriments sur l'écologie de l'estuaire est variable, dépendamment de l'environnement estuarien en question et de l'importance de la rivière par comparaison avec les influences marines. Le phytoplancton des eaux côtières est généralement dominé par les diatomées (qui sont en majorité non toxiques) avec d'autres espèces présentes en moindre biomasse ou pour des périodes restreintes durant l'année. Si la construction d'un barrage provoque une réduction significative de l'abondance relative de la silice dans l'estuaire, la croissance des diatomées pourrait être freinée, à cause de leur grand besoin en silice pour synthétiser leurs frustules. Par contre, la croissance des espèces non siliceuses serait favorisée. La plupart des espèces toxiques sont non siliceuses, et font partie du groupe des dinoflagellés. Dans certains cas documentés, la construction des barrages est responsable de l'augmentation de la fréquence ou de la sévérité des floraisons d'algues toxiques ou nuisibles (Li et coll., 2007; Kimor 1991; Humborg et coll., 1997, 2000), bien que les avis soient partagés dans d'autres cas comme celui de la Mer Noire (Teodoru et coll., 2006). Cependant considérant la dynamique du Saint-Laurent et la faible contribution de la Romaine en sels nutritifs, les effets des travaux du projet de la Romaine sur la biogéochimie marine seraient plutôt faibles et locaux. Les effets cumulés de l'ensemble des barrages sur la biogéochimie du fleuve demeurent cependant une question sans réponse.

Un autre aspect à considérer est l'influence des apports d'eau douce sur la croissance des dinoflagellés toxiques. Il est déjà démontré que les substances humiques en provenance des rivières pourraient stimuler la croissance d'*Alexandrium tamarense*, l'espèce toxique la plus commune dans le système du Saint-Laurent (Gagnon et coll., 2005). Des études sur le terrain démontrent aussi l'importance du débit fluvial sur le développement des floraisons toxiques dans le système du Saint-Laurent (Weise et coll., 2002).

Considérant la sensibilité de ce système aux apports en eau douce et afin de minimiser le risque potentiel posé par les algues toxiques, il est important que les barrages et réservoirs soient gérés de sorte à éviter une augmentation de débits supplémentaires au scénario d'exploitation proposé (réponse CA-1, Hydro-Québec 2008a) de la rivière en période estivale. Ce qui sera le cas, puisque les débits hebdomadaires moyens en conditions futures seraient similaires à ceux observés en conditions actuelles. Dans tous les cas, les débits maximums prévus seront inférieurs aux débits naturels maximums enregistrés pour cette période.

Compte tenu des éléments mentionnés ci-haut, le projet est peu susceptible d'occasionner une augmentation significative d'algues toxiques dans le Saint-Laurent.

2.4 Programmes de suivis

La commission a demandé un avis sur :

- *les programmes de suivi*

Le MPO n'a pas réalisé une évaluation détaillée du programme de suivis présenté dans l'étude d'impact du promoteur. Dans l'ensemble, les suivis proposés couvrent les éléments habituels pour valider les impacts occasionnés par ce type de projet sur les poissons et son habitat. Toutefois, les suivis proposés pourraient être amendés ou d'autres suivis pourraient être ajoutés selon les discussions en cours avec le promoteur.

Références citées

- ACÉE. 2008. Project hydroélectrique du complexe de la Romaine. Questions et commentaires concernant l'étude d'impact sur l'environnement soumise par Hydro-Québec. 181 p.
- Adams, C.E. et J.E. Thorpe. 1989. Photoperiod and temperature effects on early development and reproductive investment in Atlantic salmon (*Salmo salar* L.). *Aquaculture*. Vol. 79. 403-409.
- Angilletta, M.J. jr., E.A. Steel, K.K. Bartz, J.G. Kingsolver, M.D. Scheuerell, B.R. Beckman et L.G. Crozier. 2008. Big dams and salmon evolution: changes in thermal regimes and their potential evolutionary consequences. *Evolutionary Applications*. Vol. 1. 286-299.
- Annear, T.C., W. Hubert, D. Simpkins et L. Hebdon. 2002. Behavioural and physiological response of trout to winter habitat in tailwaters in Wyoming, USA. *Hydrological Processes*. Vol. 16. 915-925.
- Auclair, R. P. 1982. Moosehead Lake fishery management. Maine Department of Inland Fisheries and Wildlife, Research Bulletin 11, Augusta.
- Bacon, P.J., W.S.C. Gurney, W. Jones, I.S. McLaren et A.F. Youngson. 2005. Seasonal growth patterns of wild juvenile fish: partitioning variation among explanatory variables, based on individual growth trajectories of Atlantic salmon (*Salmo salar*) parr. *Journal of Animal Ecology*. Vol. 74. 1-11.
- Belles-Isles, M. 2004. Aménagement hydroélectrique SM-3 – Suivi environnemental 2003 en phase d'exploitation – Qualité de l'eau. Rapport présenté à Hydro-Québec par Génivar. 60 p. et annexes.
- Belzile, L. R. Lalumière, et J.F. Doyon. 2000. Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande. Suivi des communautés de poissons du secteur est (1980-1999). Rapport synthèse. Présenté par le Groupe conseil Génivar inc. à la direction Expertise et Support technique de production, unité Hydraulique et Environnement, Hydro-Québec. 108 p. et annexes.
- Berg, O.K. et G. Bremset. 1998. Seasonal changes in the body composition of young riverine Atlantic salmon and brown trout. *Journal of Fish Biology*. Vol. 52. 1272-1288.
- Bertolo, A., R. Carignan, P. Magnan, B. Pinel-Alloul, D. Planas et E. Garcia. 2005. Decoupling of pelagic and littoral food webs in oligotrophic Canadian Shield lakes. *Oikos* 111: 534-546.
- Boucher, D. P. 2004. Landlocked salmon management plan. Department of inland fisheries and wildlife division of fisheries and hatcheries. 35 p.
- Boudreault, A. et F. Lévesque. 2005. Accroissement de la production salmonicole de la rivière Betsiamites. Résumé des études de 1990 à 1994. Rapport de la Division environnement Shooner du Groupe-conseil Génivar inc., présenté à la vice-présidence Environnement, Hydro-Québec, 40 p.
- Bourgoin B. 1984. Étude spatio-temporelle des peuplements benthiques du delta de la rivière Romaine (Moyenne Côte-Nord) Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski. 137 p.

- Bourke, P., P. Magnan et M. A. Rodriguez. 1999. Phenotypic responses of lacustrine brook charr in relation to the intensity of interspecific competition. *Evol. Ecol.* 13: 19-31.
- Bradford, M.J. et P.S. Higgins. 2001. Habitat, season- and size-specific variation in diel activity patterns of juvenile Chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) and steelhead trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 58. 365-374.
- Brannon, E.L. 1987. Mechanisms stabilizing salmonid fry emergence timing. In H.D. Smith, L. Margolis and C.C. Wood (eds.) Sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) population biology and future management. *Canadian special publication of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 96. 120-124.
- Breau, C., L.K. Weir et J.W.A. Grant. 2007. Individual variability in activity patterns of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in Catamaran brook, New Brunswick. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 64. 486-494.
- Brittain, J.E. et S.J. Saltveit. 1989. A review of the effect of river regulation on mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers: Research and Management*. Vol. 3. 191-204.
- Brodeur, P., P. Magnan et M. Legault. 2001. Response of fish communities to different levels of white sucker (*Catostomus commersoni*) biomanipulation in five temperate lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 58: 1998-2010.
- Bull, C.D., N.B. Metcalfe, et M. Mangel. 1996. Seasonal matching of foraging to anticipated energy requirements in anorexic juvenile salmon. *Proceedings of the Royal Society, London B*. Vol. 263. 13-18.
- Byström, P., J. Karlsson, P. Nilson, T. Van Kooten, J. Ask et F. Olofsson. 2007. Substitution of top predators : effect of pike invasion in a subarctic lake. *Freshwater Biology* 52: 1271-1280.
- Carlson, S.M. et T.R. Seamons. 2008. A review of quantitative genetic components of fitness in salmonids: implications for adaptation to future change. *Evolutionary Applications*. Vol. 1. 222-238.
- Casado, C., D. Garcia de Jalon, C.M., Del Olmo, E. Barcelo et F. Menes. 1989. The effect of an irrigation and hydroelectric reservoir on its downstream communities. *Regulated Rivers: Research and Management*. Vol. 4. 275-284.
- Clarkson, R.W. et M.R. Childs. 2000. Temperature effects of hypolimnial-release dams on early life stages of Colorado river basin Big-River fishes. *Copeia*. 402-412.
- Côté, G. et L. Bernatchez. 2008. Origine sous-spécifique d'ombles chevalier (*Salvelinus alpinus*) provenant de deux lacs de la région de la basse Côte-Nord. Rapport final présenté par l'Université Laval à la Direction du Développement de la faune. 16 p et annexes.
- Crisp, D.T. 1981. A desk study of the relationship between temperature and hatching time for eggs of five species of salmonid fishes. *Freshwater Biology*. Vol. 11. 361-368.
- Cunjak, R.A. 1988a. Behaviour and microhabitat of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*. Vol. 45. 2156-2160.
- Cunjak, R.A. 1988b. Physiological consequences of overwintering in streams: the cost of acclimatization. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 45. 443-452.

- Cunjak, R.A. et R.G. Randall 1993. In-stream movements of young Atlantic salmon (*Salmo salar*) during winter and early spring. In R.J. Gibson and R.E. Cutting (eds.) Production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 118. 43-51.
- Cunjak, R.A. et G.E. Power. 1986. Winter habitat utilization by stream resident brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and brown trout (*Salmo trutta*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 43. 1970-1981.
- Cunjak, R.A. T.D. Prowse, et D.L. Parrish. 1998. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in winter: "the season of parr discontent"? Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 55(Suppl.). 161-180.
- Dionne M., B. Sainte-Marie, E. Bourget et D. Gilbert. 2003. Distribution and habitat selection of early benthic stages of snow crab *Chionoecetes opilio*. Mar Ecol Prog Ser 259:117-128.
- Dionne, M., K.M. Miller, J.J. Dodson, F. Caron et L. Bernatchez. 2007. Clinal variation in MHC diversity with temperature: evidence for the role of host-pathogen interaction on local adaptation in Atlantic salmon. Evolution. Vol. 61. 2154-2164.
- Doyon, J.-F., F. Lévesque, A. Boudreault, J. Domingue, et S. Labrie. 1994. Accroissement de la production salmonicole de la rivière Betsiamites. Étude de faisabilité : Phase 1. Rapport des activités 1992. Préparé pour Hydro-Québec. Loretteville, Groupe Environnement Shoener. 79 p. et annexes.
- Dwyer, W.P. et R.G. Piper. 1989. Atlantic salmon growth efficiency as affected by temperature. Progress in Fish-Culture. Vol. 49. 57-59.
- Einum, S. et I.A. Fleming. 2000. Selection against late emergence and small offspring in Atlantic salmon (*Salmo salar*). Evolution. Vol. 54. 628-639.
- Elliott, J.M. et M.A. Hurley. 1997. A functional model for maximum growth of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from two populations in northwest England. Functional Ecology. Vol. 11. 592-603.
- Elliott, J.M. et M.A. Hurley. 2003. Variation in the temperature preference and growth rate of individuals fish reconciles differences between two growth models. Freshwater Biology. Vol. 48. 1793-1798.
- Eriksson, T., L.-O. Eriksson et H. Lundqvist. 1987. Adaptive flexibility in life history tactics of mature male Baltic salmon parr in relation to body size and environment. American Fisheries Society Symposium. Vol. 1. 236-243.
- Erkinaro, H. et J. Erkinaro. 1998. Feeding of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., parr in the subarctic River Teno and three tributaries in northernmost Finland. Ecology of Freshwater Fish. Vol. 7. 13-24.
- Finstad, A.G., O. Ujedal, T. Forseth et T.F. Naesje. 2004a. Energy related juvenile winter mortality in a northern population of Atlantic salmon, *Salmo salar* L. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 61. 2358-2368.
- Finstad, A.G., T. Forseth, T.F. Naesje et O. Ujedal. 2004b. The importance of ice cover for energy turnover in juvenile Atlantic salmon. Journal of Animal Ecology. Vol. 73. 959-966.

- Forseth, T., M.A. Hurley, A.J. Jensen et J.M. Elliott. 2001. Functional models for growth and food consumption of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*, from a Norwegian river. *Freshwater Biology*. Vol. 46. 173-186.
- Fraser, N.H.C., J. Heggenes, N.B. Metcalfe et J.E. Thorpe. 1995. Low summer temperatures cause juvenile Atlantic salmon to become nocturnal. *Canadian Journal of Zoology*. Vol. 73. 446-451.
- Friedl G et A. Wüest. 2002. Disrupting biogeochemical cycles – Consequences of damming. *Aquat Sci* 64:55-65.
- Gagnon R, M. Levasseur, A.M. Weise J. Fauchot, P.G.C. Campbell, B.J. Weissenboeck, A. Merzouk, M. Gosselin et B. Vigneault. 2005. Growth stimulation of *Alexandrium tamarense* (dinophyceae) by humic substances from the Manicouagan River (eastern Canada). *Journal of Phycology* 41:489-497.
- Garcia de Jalon, D., C. Montes, E. Barcelo, C. Casado et F. Menes. 1988. Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. *Regulated Rivers: research and Management*. Vol. 2. 479-491.
- Gendron, M. 1990. Étude de l'effet du marnage sur l'ichtyofaune (1989) : Outardes 4 et Baskatong. Préparé pour Hydro-Québec. Groupe de Recherche SÉEEQ. 87 p.
- Gendron, M. 1991. Étude de l'effet du marnage sur la faune ichtyenne, réservoirs Pipmuacan, Outardes-4 et Manic-5. Travaux de recherche, automne 1990. Préparé pour Hydro-Québec. Groupe de Recherche SÉEEQ. 108 p. et annexes.
- Gendron, M. 1992. Étude complémentaire de la dynamique des populations de poissons du réservoir Manic-5, secteur sud. Le Groupe de Recherche SÉEEQ Ltée, pour le service Ressources et Aménagement du territoire, vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. 31 p. et annexes.
- Génivar. 2002. Aménagement hydroélectrique de la Romaine-1 – Étude de la population de saumon atlantique de la rivière Romaine en 2001. Rapport présenté à la direction Environnement services techniques, Hydro-Québec par le Groupe conseil GENIVAR. 119 p. et annexes.
- Génivar. 2006. Aménagement hydroélectrique de la Sainte-Marguerite-3. Suivi environnemental 2005. Évolution des communautés de poissons et mercure. Rapport présenté à Hydro-Québec par GENIVAR. 79 p. et annexes.
- Génivar. 2007a. Complexe de la Romaine. Rapport sectoriel – Dynamique hydrosédimentaire des frayères à saumon atlantique. Préparé par M. Levasseur, P. Pelletier, Z. Bouazza et P.L. Delage pour Hydro-Québec Équipement. 84 p. et annexes.
- Génivar. 2007b. Complexe de la Romaine – Faune ichtyenne : Potentiel d'aménagement : Rapport sectoriel. Rapport sectoriel. Génivar Société en commandite pour Hydro-Québec Équipement, Unité Environnement. 123 p. et annexes.
- Génivar 2007c. Évaluation de la franchissabilité des obstacles à la migration du saumon atlantique dans la Romaine, avec une attention spéciale pour les chutes à Charlie. Rapport d'expédition avec les Innus de Mingan. Préparé pour Hydro-Québec Équipement. 7 p. et annexes.

- Gore, J.A., G.E. Petts (eds). 1989. Alternatives in Regulated River Management. CRC Press, Inc., Florida. 330 p.
- Graham, W.D., J.E. Thorpe et N.B. Metcalfe. 1996. Seasonal current holding performance of juvenile Atlantic salmon in relation to temperature and smelting. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 53. 80-86.
- Groupe Environnement Shooner inc. 1993. Suréquipement des aménagements du complexe Outardes. Reproduction du grand corégone dans le secteur nord du réservoir Outardes 4. Rapport préparé pour la Vice-présidence Environnement d'Hydro-Québec. 18 p. et annexes.
- Havey, K. A. 1973. Effects of a Smelt Introduction on Growth of Landlocked Salmon at Scoodic Lake, Maine. Trans. Am. Fish. Soc. 102: 392-397.
- Havey, K. A. 1974. Population dynamics of landlocked salmon, *Salmo salar*, in Love Lake, Maine. Trans. Am. Fish. Soc. 103: 448-456.
- Heggberget, T. 1988. Timing of spawning in Norwegian Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 45. 845-849.
- Hendry, A.P., O.K. Berg et T.P. Quinn. 1999. Condition dependence and adaptation-by-time: breeding date, life history, and energy allocation within a population of salmon. Oikos. Vol. 85. 499-514.
- Horne, A. J. et C.R. Goldman 1994. Limnology. Second edition. McGraw-Hill inc. 575 p.
- Humborg C, D.J. Conley, L. Rahm, F. Wulff, A. Cociasu et V. Ittekkot. 2000. Silicon Retention in River Basins: Far-reaching Effects on Biogeochemistry and Aquatic Food Webs in Coastal Marine Environments. Ambio 29:45-50.
- Humborg C, V. Ittekkot, A. Cociasu et B.V. Bodungen. (1997) Effect of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. Nature 386:385-388.
- Huusko, A., L. Greenberg, M. Stickler, T. Linnansaari, M. Nykänen, T. Vehanen, S. Koljonen, P. Louhi et K. Alfredsen. 2007. Life in the ice lane: the winter ecology of stream salmonids. River research and Applications, Vol. 23. 469-491.
- Hydro-Québec 2006. Régime thermique de l'eau à l'aval de la centrale SM-3. Comparaison entre la prévision et l'observation. Septembre 2006. 93 p.
- Hydro-Québec 2007a. Complexe de la Romaine, Étude d'impact sur l'environnement, Volume 1 to 10. Décembre 2007. pagination multiple.
- Hydro-Québec 2007b. Complexe Romaine, avant-projet phase 2, régime thermique de l'eau, rapport sectoriel. Novembre 2007. 148 p.
- Hydro-Québec. 2008a. Complexe de la Romaine. Complément de l'étude d'impact sur l'environnement. Réponses aux questions et commentaires de l'Agence canadienne d'évaluation environnementale. Volume 1 : Question CA-1 à CA-94. 278 p. et annexes.
- Hydro-Québec. 2008b. Complexe de la Romaine. Complément de l'étude d'impact sur l'environnement. Réponses aux questions et commentaires du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs. 395 p.

- Jackson, H.M., C.N. Gibbins et C. Soulsby. 2007. Role of discharge and temperature variation in determining invertebrate community structure in a regulated river. *River Research and Applications*. Vol. 23. 651-669.
- Jensen, A.J. 1990. Growth of young migratory brown trout *Salmo trutta* correlated with water temperature in Norwegian rivers. *Journal of Animal Ecology*. Vol. 59. 603-614.
- Jensen, A.J. 2003. Atlantic salmon (*Salmo salar*) in the regulated river Alta: effects of altered water temperatures on parr growth. *River Research and Applications*. Vol. 19. 733-747.
- Jensen, A.J. et B.O. Johnsen. 1986. Different adaptation strategies of Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations to extreme climates with special reference to some cold Norwegian rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 43. 980-984.
- Jensen, A.J. et B.O. Johnsen. 1999. The functional relationship between peak spring floods and survival and growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*). *Functional Ecology*. Vol. 13. 778-785.
- Jensen, A.J., B.O. Johnsen et T.G. Heggberget. 1991. Initial feeding time of Atlantic salmon, *Salmo salar*, alevins compared to river flow and water temperature in Norwegian streams. *Environmental Biology of Fishes*. Vol. 30. 379-385.
- Jensen, A.J., B.O. Johnsen et L. Saksgard 1989. Temperature requirements in Atlantic salmon (*Salmo salar*), brown trout (*Salmo trutta*), and Arctic char (*Salvelinus alpinus*) from hatching to initial feeding compared with geographic distribution. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 46. 786-789.
- Johnson, P.D., K.M. Brown et C.V. Covell jr. 1994. A comparison of the macroinvertebrate assemblage in Doe Run Creek, Kentucky: 1960 and 1990. *Journal of the North American benthological Society*. Vol. 13. 496-510.
- Johnson, R.L. et G.L. Harp. 2005. Spatio-temporal changes of benthic macroinvertebrates in a cold Arkansas tailwater. *Hydrobiologia*. Vol. 537. 15-24.
- Johnson, R.L., S.M. Coghlan et T. Harmon. 2007. Spatial and temporal variation in prey selection of brown trout in a cold Arkansas tailwater. *Ecology of Freshwater Fish*. Vol. 16. 373-384.
- Johnston, P., N.E. Bergeron et J.J. Dodson. 2005. Assessment of winter size-selective mortality of young-of-the-year Atlantic salmon (*Salmo salar*) using otolith microstructure analysis. *Ecology of Freshwater Fish*. Vol. 14. 168-176.
- Jones, W., W.S. Gurney, D.C. Speirs, P.J. Bacon et A.F. Youngson. 2002. Seasonal patterns of growth, expenditure and assimilation in juvenile Atlantic salmon. *Journal of Animal Ecology*. Vol. 71. 916-924.
- Jonsson, B. et J. Ruud-Hansen. 1985. Water temperature as the primary influence on timing of seaward migrations of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 42. 593-595.
- Jonsson, B., T. Forseth, A.J. Jensen et T.F. Naesje. 2001. Thermal performances of juvenile Atlantic salmon, *salmo salar* L. *Functional Ecology*. Vol. 15. 701-711.

- Jonsson, N. 1991. Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. *Nordic Journal of Freshwater resources*. Vol. 66. 20-35.
- Jonsson, N. B. Jonsson et L.P. Hansen. 1990. Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. *Animal Behaviour*. Vol. 40. 313-321.
- Jutila, E. et E. Jokikokko. 2008. Seasonal differences in smolt traits and post-smolt survival of wild Atlantic salmon, *Salmo salar*, migrating from a northern boreal river. *Fisheries Management and Ecology*. Vol. 15. 1-9.
- Jutila, E., E. Jokikokko et M. Julkunen. 2006. Long-term changes in the smolt size and age of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in a northern Baltic river related to parr density, growth opportunity and postsmolt survival. *Ecology of Freshwater Fish*. Vol. 15. 321-330.
- Kimor, B. 1991. Changes and Stress Signs in Plankton Communities as a Result of Man-Induced Perturbations in Enclosed Coastal Seas (Mediterranean, Baltic). *Mar Poll Bull* 23:171-174.
- Kirn, R. A. et G. W. LaBar. 1996. Growth and Survival of Rainbow Smelt, and Their Role as Prey for Stocked Salmonids in Lake Champlain. *Trans. Am. Fish. Soc.* 125: 87-96.
- Kline, C. T., Wilson, W. J. et Goering, J. J. 1998. Natural isotope indicators of fish migration at Prudhoe Bay, Alaska. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1494-1502.
- Koksvik, J.I. et H. Reinertsen. 2008. Changes in macroalgae and bottom fauna in the winter period in the regulated Alta river in northern Norway. *River Research and Applications*. Vol. 24. 720-731.
- Lacasse S. et P. Magnan. 1991. Biotic and Abiotic Determinants of the Diet of Brook Trout, *Salvelinus fontinalis*, in Lakes of the Laurentian Shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1001-1009.
- Laroche, B. 1983. Dynamique hydraulique et sédimentaire du delta actif de la rivière Romaine. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski. 153 p. et annexes.
- Lefebvre, R. 2003. Régime alimentaire de la ouananiche (*Salmo salar*) du lac Saint-Jean (1997-2002). Société de la faune et des parcs du Québec. Direction de l'aménagement de la faune du Saguenay-Lac-Saint-Jean. Saguenay. 60 p.
- Lehmkuhl, D.M. 1972. Change in thermal regime as a cause of reduction of benthic fauna downstream of a reservoir. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. Vol. 29. 1329-1332.
- Lemieux, C. et J.-F. Doyon. 1998. Suivi des tributaires aménagés du réservoir Caniapiscou (1997). Préparé pour Hydro-Québec. Québec, GENIVAR Groupe conseil. 63 p. et annexes.
- Lessard, M. 1995. Réservoir Outardes-2 : Bilan des aménagements écologiques. Rapport de Martin Lessard Enr. au service Milieu naturel, vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. 82 p. et annexes.
- Letcher, B.H. et G. Gries. 2003. Effects of life history variation on size and growth in stream-dwelling Atlantic salmon. *Journal of Fish Biology*. Vol. 62. 97-114.

- Levasseur, M., N. E. Bergeron, M. F. Lapointe et F. Bérubé. 2006. Effects of silt and very fine sand dynamics in Atlantic salmon (*Salmo salar*) redds on embryo hatching success. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 1450–1459.
- Lévesque, F., A. Boudreault, J. Domingue et S. Labrie. 1993. Accroissement du potentiel salmicole de la rivière Betsiamites. Étude de faisabilité : Phase 1 – Rapport des activités 1991. Tome 2. Rapport du Groupe Environnement Shooner inc. Présenté à la vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. Annexes cartographiques des segments homogènes dans le cours principal et les tributaires de la rivière Betsiamites.
- Li M, K. Xu, M. Watanabe et Z. Chen. 2007. Long-term variations in dissolved silicate, nitrogen, and phosphorus flux from the Yangtze River into the East China Sea and impacts on estuarine ecosystem. *Estuar Coast Shelf Sci* 71:3-12.
- Louhi, P., A. Maki-Petays et J. Erkinaro. 2008. Spawning habitat of atlantic salmon and brown trout: General criteria and intergravel factors. *River research and applications*. 24:330-339.
- Lowney, C. L. 2000. Stream Temperature Variation in Regulated Rivers : Evidence for a Spatial Pattern in Daily Minimum and Maximum Magnitudes. Vol. 36, no. 10, 2947-2955.
- Lundquist, H., S. McKinnell, H. Frangstam et I. Berglund. 1994. The effect of time, size and sex on recapture rates and yield after releases of *Salmo salar* smolts. *Aquaculture*. Vol. 121. 245-257.
- Magnan, P. 1988. Interactions between Brook Charr, *Salvelinus fontinalis*, and Nonsalmonid Species: Ecological Shift, Morphological Shift, and Their Impact on Zooplankton Communities. *Can. J. Fish. Aqat. Sci.* 45: 999-1009.
- Marschall, E.A., T.P. Quinn, D.A. Roff, J.A. Hutchings, N.B. Metcalfe, T.A. Bake, R.L. Saunders et N.L. Poff. 1998. A framework for understanding Atlantic salmon (*Salmo salar*) life history. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 55 (Suppl.). 48-58.
- McCormick, S.D. et R.L. Saunders. 1987. Preparatory physiological adaptations for marine life of salmonids: osmoregulation, growth, and metabolism. *American Fisheries Society Symposium*. Vol. 1. 211-229.
- McCormick, S.D., L.P. Hansen, T.P. Quinn et R.L. Saunders. 1998. Movement, migration, and smelting of Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 55. 77-92.
- Metcalfe, N.B. et J.E. Thorpe. 1990. Determinants of geographical variation in the age of seaward-migrating salmon, *Salmo salar*. *Journal of Animal Ecology*. Vol. 59. 135-145.
- Metcalfe, N.B., F.A. Huntingford et J.E. Thorpe. 1987. The influence of predation risk on the feeding motivation and foraging strategy of juvenile Atlantic salmon. *Animal Behavior*. Vol. 35. 901-911.
- Metcalfe, N.B., S.K. Valdimarsson et N.H.C. Fraser. 1997. Habitat profitability and choice in a sit-and-wait predator: juvenile salmon prefer slower currents on darker nights. *Journal of Animal Ecology*. Vol. 66. 866-875.

- Murphy, M.H., M.J. Connerton et D.J. Stewart. 2006. Evaluation of winter severity on growth of young-of-the-year Atlantic salmon. Transactions of the American Fisheries Society. Vol. 135. 420-430.
- Murray, C.B. et J.D. McPhail. 1988. Effect of incubation temperature on the development of five species of Pacific salmon (*Oncorhynchus*) embryos and alevins. Canadian Journal of Zoology. Vol. 66. 266-273.
- Nicieza, A.G. et N.B. Metcalfe. 1997. Growth compensation in juvenile Atlantic salmon: responses to depressed temperature and food availability. Ecology. Vol. 78. 2385-2400.
- Oakland, F., B. A.J. Jonsson, A.J. Jensen et L.P. Hansen. 1993. Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon ? Journal of Fish Biology. Vol. 42. 541-550.
- Paller, M.H. et B.M. Saul. 1996. Effects of temperature gradients from reservoir discharge on *Dorosoma cepedianum* spawning in the Savannah River. Environmental Biology of Fishes. Vol. 45. 151-160.
- Pearlstein, J.H., B.H. Letcher et M. Obedzinski. 2007. Early discrimination of Atlantic salmon smolt age: time course of the relative effectiveness of body size and shape. Transactions of the American Fisheries Society. Vol. 136. 1622-1632.
- Petersen R.H. 1978. Physical characteristics of Atlantic salmon spawning gravels in some New Brunswick streams. St-Andrews (NB), Fisheries and Oceans Canada. 28 p.
- Peterson, R.H. et D.J. Martin-Robichaud. 1989. First feeding of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) fry as influenced by temperature regime. Aquaculture. Vol. 78. 35-53.
- Pientka, B. et D. L. Parrish, 2002. Habitat Selection of Predator and Prey: Atlantic Salmon and Rainbow Smelt Overlap, Based on Temperature and Dissolved Oxygen. Trans. Am. Fish. Soc. 131: 1180-1193.
- Plourde, Y. et F. Lévesque. 2002. Effets de l'exploitation de la centrale Bersimis-2 sur le saumon de la rivière Betsiamites – Revue de littérature. Présentée à la Société de restauration du saumon de la rivière Betsiamites par le Groupe conseil GENIVAR inc. 41 p. et 1 annexe.
- Power, M., Klein, G. M., Guiguer, K. R. R. A. et Kwan, K.H. 2002. Journal of Applied Ecology 39: 819-830.
- Preece, R.M. et H.A. Jones. 2002. The effect of Keepit dam on the temperature regime of the Namoi river, Australia. River Research and Applications. Vol. 18. 397-414.
- Profaune. 1991. Étude d'impact. Suréquipement de Manic-2. Avant-projet, phase 2. Relevés et inventaires (1990). Préparé pour Roche ltée, Groupe-conseil. Sainte-Foy, Profaune. 80 p. et annexes.
- Raddum, G.C. 1985. Effects of winter warm reservoir release on benthic stream invertebrates. Hydrobiology. Vol. 122. 105-111.
- Rader, R.B. et J.V. Ward. 1988. Influence of regulations on environmental conditions and the macroinvertebrates community in the Upper Colorado river. Regulated Rivers: Research and Management. Vol. 2. 597-618.

- Randall, R. G., J.R.M. Kelso et C.K. Minns. 1995. Fish production in freshwater: Are rivers more productive than lakes ? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 : 631-643.
- Riddell, B.E. et W.C. Leggett. 1981. Evidence of an adaptive basis for geographic variation in body morphology and time of downstream migration of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 38. 308-320.
- Rimmer, D.M., U. Paim et R.L. Saunders. 1983. Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small River. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 40. 671-680.
- Robinson, C.T., G.W. Minshall et T.V. Royer. 2000. Interannual patterns in macroinvertebrate communities of wilderness streams in Idaho, USA. Hydrobiologia. Vol. 421. 187-198.
- Saltveit, S. J. 1990. Effect of Decreased Temperature on Growth and Smoltification of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and Brown Trout (*Salmo trutta*) in a Norwegian Regulated River. Regulated Rivers: Research and Management. Vol. 5. 295-303.
- Saltveit, S.J., T. Bremnes et J.E. Brittain. 1994. Effect of a changed temperature regime on the benthos of a Norwegian regulated river. Regulated Rivers: research and Management. Vol. 9. 93-102.
- Saucier, F., B. Zakardjian, S. Senneville et V. Le Fouest. 2007. Étude de l'effet de l'aménagement du complexe hydroélectrique de la rivière Romaine sur les conditions biologiques et physiques du chenal de Mingan à l'aide d'un simulateur numérique tridimensionnel à haute définition. Préparé pour Hydro-Québec. Rimouski, Institut des sciences de la mer de Rimouski. 63 p.
- Sayers, R. E. Jr., J. R. Moring, P. R. Johnson et S. A. Roy, 1989. Importance of Rainbow Smelt in the Winter Diet of Landlocked Atlantic Salmon in Four Maine Lakes. North Am. J. Fish. Manag. 9: 298-302.
- Scruton, D.A., C.J. Pennell, M.J. Robertson, L.M.N. Ollerhead, K.D. Clarke, K. Alfredsen, A. Harby et R.S. McKinley. 2005. Seasonal response of juvenile Atlantic salmon to experimental hydropeaking power generation in Newfoundland, Canada. North American Journal of Fisheries Management. Vol. 25. 964-974.
- Sigholt, T., T. Asgard et M. Staurnes. 1998. Timing of parr-smolt transformation in Atlantic salmon (*Salmo salar*): effects of changes in temperature and photoperiod. Aquaculture. Vol. 160. 129-144.
- Simpson, A.L. et J.E. Thorpe. 1997. Evidence for adaptive matching of appetite in juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) with regular seasonal rhythms of food availability. Aquaculture. Vol. 151. 411-414.
- Simpson, A.L., N.B. Metcalfe, F.A. Huntingford et J.E. Thorpe. 1996. Pronounced seasonal differences in appetite of Atlantic salmon parr, *Salmo salar*: effects of nutritional state and life-history strategy. Functional Ecology. Vol. 10. 760-767.
- Strothotte, E., G.J. Chaput et H. Rosenthal. 2005. Seasonal growth of wild Atlantic salmon juveniles and implications on age at smoltification. Journal of Fish Biology. Vol. 67. 1585-1602.

- Takao, A., Y. Kawaguchi, T. Minagawa, Y. Kayaba et Y. Morimoto. 2008. The relationships between benthic macroinvertebrates and biotic and abiotic environmental characteristics downstream of the Yahagi dam, Central Japan, and the state change caused by inflow from a tributary. *River Research and Applications*. Vol. 24. 580-597.
- Taylor, E.B. 1991. A review of local adaptation in Salmonidae, with particular reference to Pacific and Atlantic salmon. *Aquaculture*. Vol. 98. 185-207.
- Teodoru C, D.F. McGinnis, A. Wüest et B. Wehrli. 2006. Nutrient Retention in the Danube's Iron Gate Reservoir. *Eos, Trans Amer Geophys Union* 87:385-400.
- Tetzlaff, D., C. Soulsby, A.F. Youngson, C. Gibbins, P.J. Bacon, I.A. Malcolm, et S. Langan. 2005. Variability in stream discharge and temperature: a preliminary assessment of the implications for juvenile and spawning Atlantic salmon. *Hydrology and Earth System Sciences*. Vol. 9. 193-208.
- Therrien J. et S. Lachance. 1997. Outil diagnostique décrivant la qualité de l'habitat de l'omble de fontaine en rivière au Québec. Phase 1 : Revue de la documentation et choix des variables. Ministère de l'Environnement et de la Faune. 63 p.
- Thorpe, J.E., M. Mangel, N.B. Metcalfe et F.A. Huntingford. 1998. Modelling the proximate basis of salmonid life-history variation, with application to Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Evolutionary Ecology*. Vol. 12. 581-599.
- Tremblay, S. et P. Magnan, 1990. Interactions between Two Distantly Related Species, Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and White Sucker (*Castostomus commersoni*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 857-867.
- Valdimarsson, S.K. et N.B. Metcalfe. 1998. Shelter selection in juvenile Atlantic salmon, or why do salmon seek shelter in winter ? *Journal of Fish Biology*. Vol. 52. 42-49.
- Vander Zanden, M. J. et Y. Vadeboncoeur. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* 83:2152-2161.
- Vander Zanden, M. J., S. Chandra, S.K. Park, Y. Vadeboncoeur et C.R. Goldman. 2006. Efficiencies of benthic and pelagic trophic pathways in a subalpine lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 2608-2620.
- Venne H. et P. Magnan, 1995. The impact of intra- and interspecific interactions on young-of-the-year brook charr, in temperate lakes. *J. Fish Biol.* 46: 669-686.
- Villarreal, C.A., J.E. Thorpe et M.S. Miles. 1988. Influence of photoperiod on growth changes in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar* L. *Journal of fish Biology*. Vol. 33. 15-30.
- Vinson, M.R. 2001. Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications*. Vol. 11. 711-730.
- Vollestad, L.A., E.M. Olsen et T. Forseth. 2002. Growth-rate variation in brown trout in small neighbouring streams: evidence for density-dependence ? *Journal of Fish Biology*. Vol. 61. 1513-1527.

- Wankowski, J.W.J. et J.E. Thorpe. 1979. The role of food particule in the growth of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) *Journal of fish Biology*. vol. 14. 351-370.
- Ward, J.V. 1975. Bottom fauna-substrate relationships in a northern Colorado trout stream: 1945 and 1974. *Ecology*. Vol. 56. 1429-1434.
- Warner, K, et K. A. Havey. 1985. Life history, ecology and management of Maine landlocked salmon (*Salmo salar*). Maine Department of Iland Fisheries and Wildlife, Augusta.
- Weise A.M., M. Levasseur, F.J. Saucier, S. Senneville, E. Bonneau, S. Roy, G. Sauve, S. Michaud et J. Fauchot. 2002. The link between precipitation, river runoff, and blooms of the toxic dinoflagellate *Alexandrium tamarens* in the St. Lawrence. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 59:464-473.
- Ward, J.V. et F. Collins. 1974. A temperature-stressed stream ecosystem below a hypolimnial release mountain reservoir. *Archiwuum Hydrobiologia*. Vol. 74. 247-275.
- Ward, J.V. et J.A. Stanford. 1979. Ecological factors controlling stream zoobenthos with emphasis on thermal modification of regulated streams. *In* Ward, J.V. and J.A. Stanford. (eds.) *The ecology of regulated streams*. P. 35-55. Plenum Press, NewYork.
- Webb, J.H. et H.A. McLay. 1996. Variation in the time of spawning of Atlantic salmon (*Salmo salar*) and its relationship to temperature in the Aberdeenshire Dee, Scotland. Vol. 53. 2739-2744.
- Wedemeyer, G.A., R.L. Saunders et W.C. Clarke. 1980. Environmental factors affecting smoltification and early marine survival of anadromous salmonids. *Marine Fisheries Review*. Vol. . 1-14.
- Whalen, K.G. et D.L. Parrish. 1999. Nocturnal habitat use of Atlantic salmon parr in winter. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 56. 1543-1550.
- Williams, J.G., R.W. Zabel, R.S. Waples, J.A. Hutchings et W.P. Connor. 2008. Potential for anthropogenic disturbances to influence evolutionary change in the life history of a threatened salmonid. *Evolutionary Applications*. Vol. 1. 271-285.
- Zydlewski, G.B., A. Haro et S. McCormick. 2005. Evidence for cumulative temperature as an initiating and terminating factor in downstream migratory behaviour of Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts. *Canadian journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. Vol. 62. 68-78.

Annexe 1

Demande d'avis de la commission d'examen conjoint

Envoi par courriel

Québec, le 6 novembre 2008

Monsieur Alain Kemp
Analyste, évaluation des impacts
Direction de l'évaluation environnementale et grands projets
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Monsieur,

La commission d'examen conjoint chargée d'étudier le projet de complexe hydroélectrique de la rivière Romaine souhaite obtenir de Pêches et Océans Canada un avis écrit sur les éléments suivants, tant pour la période de construction du complexe hydroélectrique qu'en exploitation :

- le régime de débits réservés en aval du PK 51,5 et les mesures d'atténuation et de compensation prévues par le promoteur ;
- le débit réservé dans les tronçons court-circuités et la compensation ;
- les impacts du projet sur la productivité piscicole et les mesures de compensation (omble de fontaine, touladi, omble chevalier, ouananiche) ;
- les impacts liés au remplissage des réservoirs et les mesures d'atténuation et de compensation ;
- les impacts associés à la modification du régime thermique en aval du PK 51,5 et les mesures d'atténuation et de compensation des impacts ;
- la dynamique hydrosédimentaire des frayères à saumon et la nécessité de planifier des crues d'entretien ;
- les impacts du projet sur l'embouchure et la zone côtière : zostéaires, communautés benthiques, pérennité des frayères à capelan, productivité primaire, montaison des espèces anadromes et catadromes, érosion des plages (dynamique géomorphologique) ;
- les programmes de suivi.

La commission a besoin des informations demandées pour évaluer les effets environnementaux du projet en vertu de la portée de son examen précisée dans la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*. L'avis que vous produirez doit être succinct et il ne doit pas reprendre les commentaires ou avis formels que vous avez déjà formulés à travers le processus de consultation des ministères fédéraux mené par l'Agence canadienne d'évaluation environnementale et qui ont été versés au registre de l'Agence, mais plutôt présenter un portrait à jour de la situation. Par ailleurs, vous êtes libre de porter à l'attention de la commission tout autre point que vous jugerez pertinent.

Une réponse rapide de votre part serait appréciée compte tenu que la deuxième partie de l'audience débute le 1^{er} décembre 2008.

Veillez agréer, Monsieur, l'expression de mes sentiments les meilleurs.

Monique Gélinas
Coordonnatrice du secrétariat
de la commission d'enquête

Annexe 2

Questions de la commission d'examen conjoint

Envoi par courriel

Québec, le 7 novembre 2008

Monsieur Alain Kemp
Analyste, évaluation des impacts
Direction de l'évaluation environnementale et grands projet
Direction régionale des océans et de l'habitat
Institut Maurice-Lamontagne
850, route de la Mer, C.P. 1000
Mont-Joli (Québec) G5H 3Z4

Objet : Projet d'aménagement d'un complexe hydroélectrique sur la rivière Romaine

Monsieur,

À la suite de la première partie de l'audience publique tenue les 27, 28, 29 et 30 octobre derniers sur le projet précité, la commission d'examen conjoint, chargée de l'étude de ce dossier, vous soumet des questions annexées à la présente.

Une réponse rapide de votre part serait appréciée compte tenu de la deuxième partie de l'audience débutant le 1^{er} décembre 2008.

Nous vous remercions de l'attention que vous porterez à cette demande et vous prions d'agrèer, Monsieur, l'expression de nos sentiments les meilleurs.

Monique Gélina
Coordonnatrice du secrétariat de la commission

Poisson

1. Le rapport sectoriel sur la détermination du régime de débits réservés du promoteur souligne que l'adoption du débit réservé estival ($170 \text{ m}^3/\text{s}$) en aval de la centrale de la Romaine-1 assècherait la végétation arbustive riveraine dans laquelle le grand brochet fraye. Il souligne également que des discussions devront avoir lieu sur la nécessité de prévoir des aménagements pour permettre au grand brochet de frayer considérant qu'il est un prédateur des tacons de saumon (PR8.18.9, p. 48). Quel est l'avis de votre ministère à ce sujet ?
2. Dans l'étude sur la dynamique hydrosédimentaire des frayères à saumon, il est suggéré que les crues actuelles ne participent pas au maintien de la qualité du substrat des frayères contrairement à ce qui est généralement observé sur d'autres rivières à saumon. Par conséquent, le promoteur n'a pas jugé nécessaire de procéder à des crues d'entretien pour en assurer le maintien de la qualité. Dans ses commentaires, votre ministère affirme ne pas être en accord avec cette conclusion (vol. 1, p. 4). Depuis, d'autres informations ont été transmises et une étude complémentaire concernant la mobilisation du pavement des frayères à saumon sous le passage des crues a été proposée. Quel est l'avis de votre ministère à ce sujet ?
3. Dans un complément de réponse à la question CA-54 de l'Agence canadienne d'évaluation environnementale, Hydro-Québec a estimé que 30 tributaires et 126 lacs seraient nouvellement accessibles en raison de l'ennoiement d'obstacles consécutif à la mise en eau des réservoirs. Comment est analysée cette information considérant que les espèces qui fréquentent ces plans d'eau sont peu connues (gain ou perte d'habitat, pour quelle espèce) ?

Algues toxiques

Est-il possible que les travaux du projet de la Romaine occasionnent une augmentation des algues toxiques dans le fleuve ?