

183

DB39

Régularisation des crues du bassin
versant du lac Kénogami
Saguenay-Lac-Saint-Jean 6211-01-005

Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami

**Réponses aux autorités fédérales
concernant l'étude d'impact**

Deuxième série

Septembre 2002

RP60

9545-35-21

Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami

**Réponses aux autorités fédérales
concernant l'étude d'impact**

Deuxième série

Ce document contient les réponses à la deuxième série de questions et de commentaires formulés par les autorités fédérales relativement au projet de régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami.

Le présent document a été réalisé par Hydro-Québec Équipement en collaboration avec le ministère des Ressources naturelles du Québec.

Avant-propos

Ce document contient les réponses à la deuxième série de questions et de commentaires que la Direction de la gestion de l'habitat du poisson de Pêches et Océans Canada — l'autorité fédérale responsable de l'application de la procédure fédérale d'évaluation environnementale — a formulés dans le cadre de l'étude approfondie de l'étude d'impact relative au projet de régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami.

Afin de faciliter le travail des analystes, nous avons conservé le libellé des questions et des commentaires qui nous ont été soumis. Chaque question et commentaire est suivi de la réponse, de la correction ou de la précision demandée.

Situation du projet

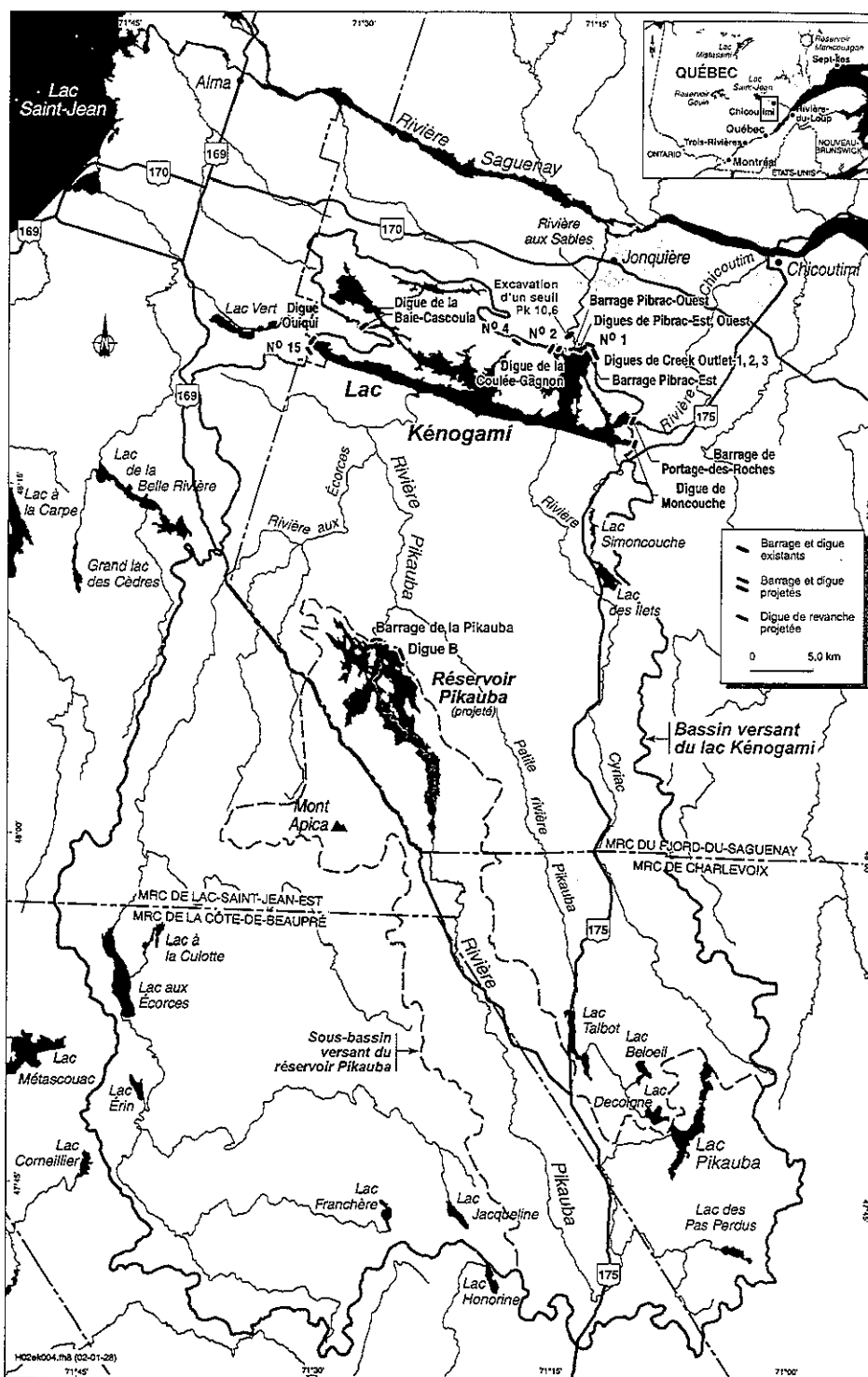


Table des matières

Avant-propos	iii
Situation du projet	iv
Commentaires généraux.....	1
■ Question/Commentaire 1	1
■ Question/Commentaire 2	1
Inventaire de la faune aquatique et de ses habitats.....	4
■ Question/Commentaire 3	4
■ Question/Commentaire 4	8
■ Question/Commentaire 5	9
■ Question/Commentaire 6	10
■ Question/Commentaire 7	11
■ Question/Commentaire 8	12
Calcul des gains et des pertes d'habitats et de production de l'omble de fontaine.....	13
■ Question/Commentaire 9	13
Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba en aval du barrage.....	16
Avis global.....	16
Fraie printanière de l'éperlan arc-en-ciel et d'autres espèces, et modélisation des surfaces mouillées	17
■ Question/Commentaire 10	17
■ Question/Commentaire 11	19
Méthodologie de modélisation des microhabitats (MMM) d'alimentation des salmonidés.....	19
■ Question/Commentaire 12	19
Modélisation des facteurs abiotiques.....	23
■ Question/Commentaire 13	23
■ Question/Commentaire 14	24
■ Question/Commentaire 15	26
■ Question/Commentaire 16	27
■ Question/Commentaire 17	28
■ Question/Commentaire 18	29
■ Question/Commentaire 19	30
Courbes de préférence par rapport aux courbes d'utilisation et choix des variables explicatives.....	32
■ Question/Commentaire 20	32
■ Question/Commentaire 21	33
■ Question/Commentaire 22	34

Procédures de validation en modélisation des habitats	36
■ Question/Commentaire 23.....	36
Logique du choix des débits réservés à partir de modèles	37
■ Question/Commentaire 24.....	37
Dynamique sédimentologique.....	39
■ Question/Commentaire 25.....	39

Tableaux

1 Exemples de densités d'omble de fontaine dans des rivières de la Haute-Côte-Nord.....	3
2 Caractéristiques physiques des stations de pêche à l'électricité dans la rivière Pikauba en 2001	7
3 Nombre d'ombles de fontaine pêchés à l'électricité dans la rivière Pikauba en 2001	7

Figures

1 Emplacement des stations d'échantillonnage à la pêche électrique (en stations fermées).....	5
2 Répartition des habitats d'élevage de l'omble de fontaine dans la zone modélisée (PK 25, débit de 20 m ³ /s) de la rivière Pikauba.....	21
3 Emplacement des captures d'ombles de fontaine dans la zone modélisée (PK 25) de la rivière Pikauba.....	22

Commentaires généraux

■ **Question/Commentaire 1**

Tel que précisé à la question 87 du document envoyé le 27 mai dernier intitulé *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Loi canadienne sur l'évaluation environnementale. Questions et commentaires des autorités fédérales concernant l'étude d'impact sur l'environnement* (Pêches et Océans Canada, mai 2002), le MPO est d'avis que suite à la réduction des pertes d'habitats du poisson pour la rivière Pikauba, le promoteur devra documenter les habitats du poisson susceptibles d'être touchés par les différents scénarios envisagés. L'évaluation des impacts devra tenir compte des différentes questions et commentaires qui suivent.

Réponse

Le promoteur prend note du commentaire.

■ **Question/Commentaire 2**

Étant donné la variabilité des données biologiques liée à l'évaluation des densités de poisson, les différents inventaires effectués en 2001 devront être répétés en 2002, suite à la révision des pertes d'habitats du poisson pour la rivière Pikauba. Les commentaires qui suivent sur les méthodologies employées et les inventaires devront refléter ces modifications.

Réponse

Une deuxième année d'échantillonnage dans le but d'estimer les densités d'ombles de fontaine dans la rivière Pikauba pourrait être justifiée sur le plan scientifique. Toutefois, dans le cadre du projet, il n'a pas été prévu de le faire.

La variabilité des estimations de densités peut avoir deux causes : la variabilité inter-annuelle naturelle et l'erreur associée à l'échantillonnage. On peut considérer que la seconde cause est maîtrisée en bonne partie en raison du fait que les pêches sont réalisées selon les règles de l'art et dans le respect du protocole d'échantillonnage proposé par la FAPAQ (Lachance et Bérubé, 1999).

En ce qui a trait à la première cause (variabilité interannuelle), la variabilité des estimations de densités peut être due :

- au succès de reproduction : celui-ci est lié en grande partie aux conditions hydrologiques durant la période d'incubation des œufs en hiver (des hivers de faible hydraullicité entraîneraient un faible recrutement chez l'omble de fontaine) ;
- à la compétition intraspécifique : la densité aurait une influence sur le taux de survie post-émergence des alevins et sur les variations interannuelles d'abondance ;
- au débit au moment de l'échantillonnage : un débit élevé pendant la période d'échantillonnage peut entraîner un effet de dilution des poissons dans le milieu ; on observe la situation inverse lorsque le débit est faible (Lachance et Bérubé, 1999).

Cette variabilité interannuelle semble, du reste, plus marquée chez les populations allopatriques d'ombles de fontaine, comme celle de la rivière Montmorency où la FAPAQ a mené une étude étalée sur plusieurs années (Lachance et Bérubé, 1999). La variabilité est en revanche beaucoup plus faible chez les populations sympatriques, car le recrutement semble conditionné principalement par le niveau de compétition interspécifique. La présence d'espèces compétitrices aurait pour effet d'atténuer les variations interannuelles d'abondance chez l'omble de fontaine en maintenant de façon constante les densités à un faible niveau. Les facteurs environnementaux, comme les hivers de faible hydraullicité, auraient une influence mineure sur les densités de juvéniles de ce type de population. Selon toute vraisemblance, même si on répétait les pêches pendant plusieurs années sur la Pikauba, les estimations de densités demeureraient relativement constantes d'une année à l'autre.

Par ailleurs, les estimations de densités d'omble de fontaine dans la rivière Pikauba, bien que relativement faibles, semblent réalistes si on les compare aux densités observées dans des rivières de la Côte-Nord où vivent des communautés de poissons à peu près semblables à celle de la Pikauba (omble de fontaine vivant en sympatrie avec le meunier rouge, le meunier noir, le naseux des rapides et le mené de lac, entre autres). Le tableau 1 montre que les densités estimées dans la rivière Pikauba sont dans la même gamme de valeurs que les densités calculées dans les rivières du Sault-au-Cochon, Portneuf, Boucher et Toulmoustouc. Elles sont notamment équivalentes aux densités trouvées dans la rivière Toulmoustouc et supérieures à celles de la rivière Boucher.

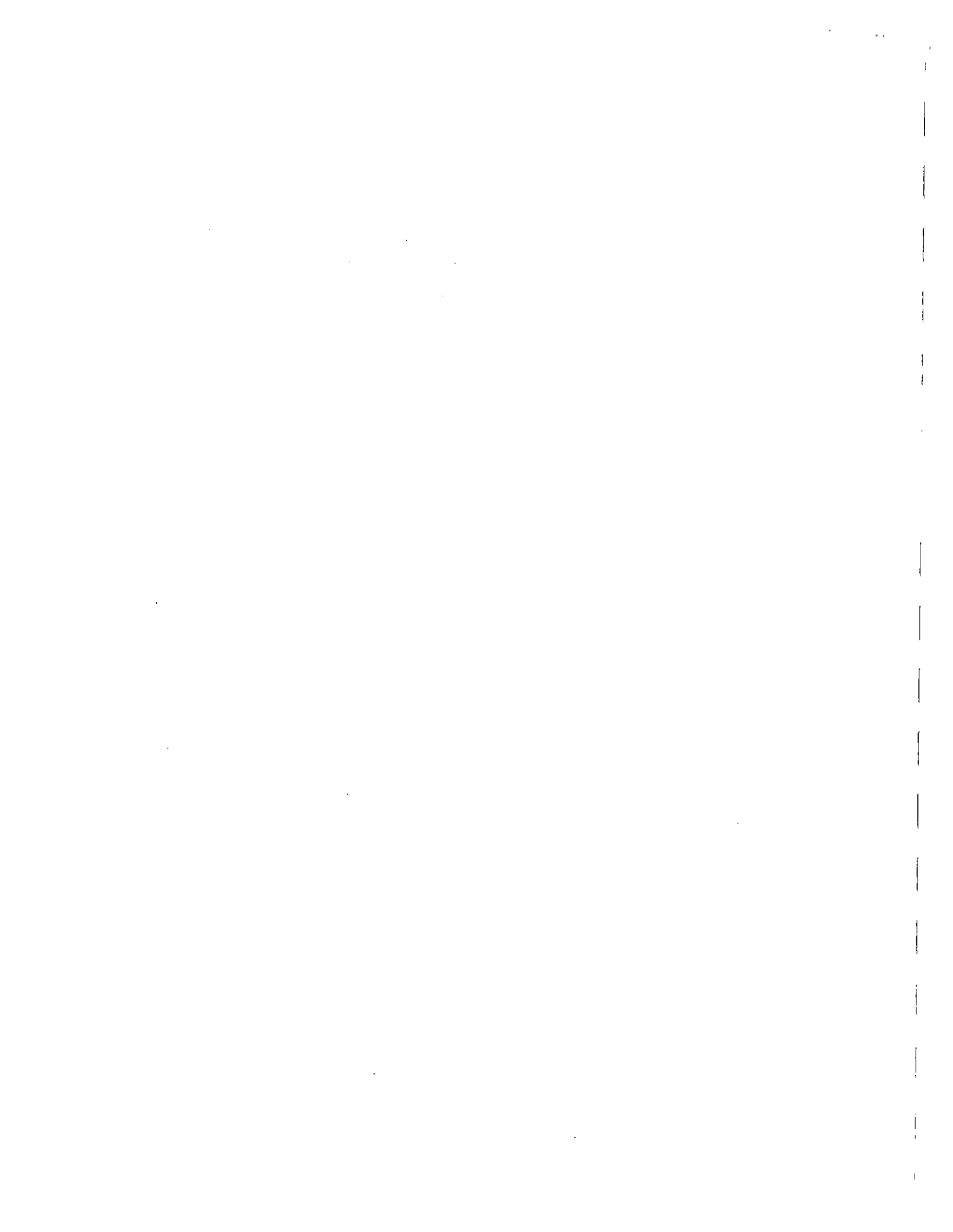
Tableau 1 : Exemples de densités d'omble de fontaine dans des rivières de la Haute-Côte-Nord

Cours d'eau	Espèces capturées au cours des pêches à l'électricité	Densité moyenne d'omble de fontaine (nombre/100 m ²)
Rivière du Sault-au-Cochon + tributaires	Omble de fontaine, meunier noir, meunier rouge, méné de lac, naseux des rapides, épinoche à 3 épines, épinoche à 5 épines	4,9 (0 à 26) ^a
Rivière Portneuf + tributaires et rivière aux Sables ^b	Omble de fontaine, meunier noir, meunier rouge, épinoche à 3 épines	8,8 (0 à 35)
Rivière Toulnostouc + tributaires ^c	Omble de fontaine, meunier rouge, lotte	3,0 (0 à 17)
Rivière Boucher ^d	Omble de fontaine, meunier noir, meunier rouge, méné de lac, lotte	2,0 (0 à 6) ^e
Rivière Pikauba	Omble de fontaine, meunier noir, meunier rouge, naseux des rapides, méné de lac	3,3 (0 à 10) ^f
<p>^a Les valeurs extrêmes sont indiquées entre parenthèses ^b Alliance Environnement, 2001. ^c Naturam Environnement, 2000. ^d Naturam Environnement, en préparation. ^e Dans le cas de la rivière Boucher, les résultats obtenus dans le tronçon accessible au saumon atlantique (du PK 0 au PK 5) n'ont pas été considérés. ^f GENIVAR, 2002.</p>		

Références

GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Inventaire de la faune aquatique et de ses habitats*. Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. Québec, GENIVAR. 67 p. et ann.

Lachance, S., et P. Bérubé. 1999. *Rivière Montmorency. Synthèse des résultats du programme d'étude quinquennal (1993-1997) concernant la population d'omble de fontaine et son habitat*. Québec, Société de la faune et des parcs du Québec. 122 p.



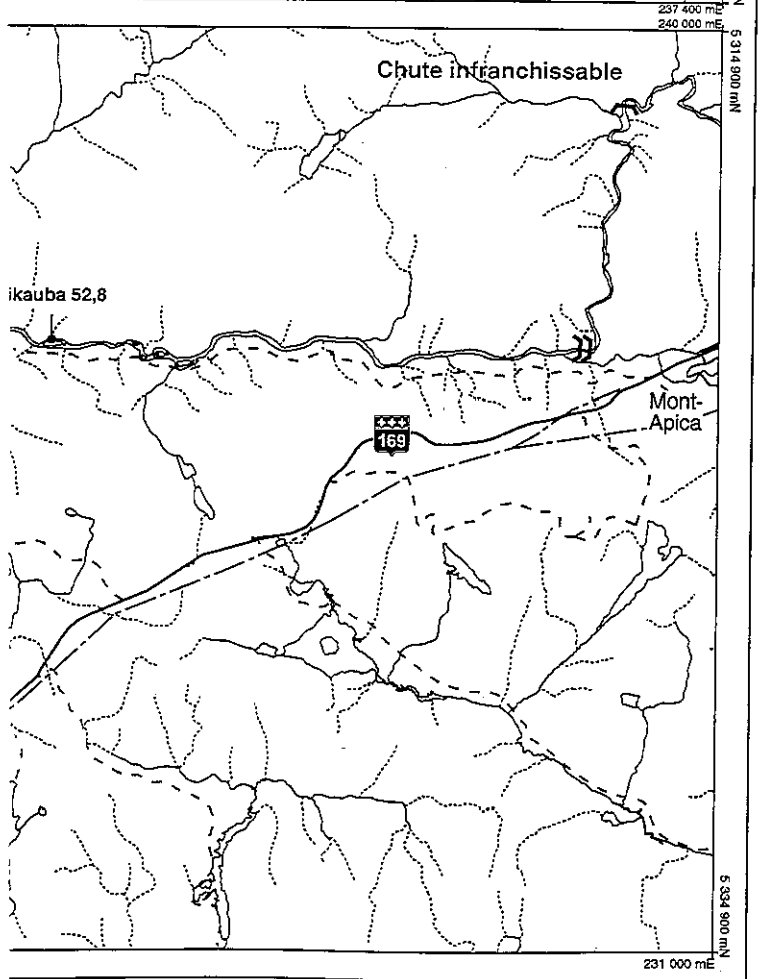
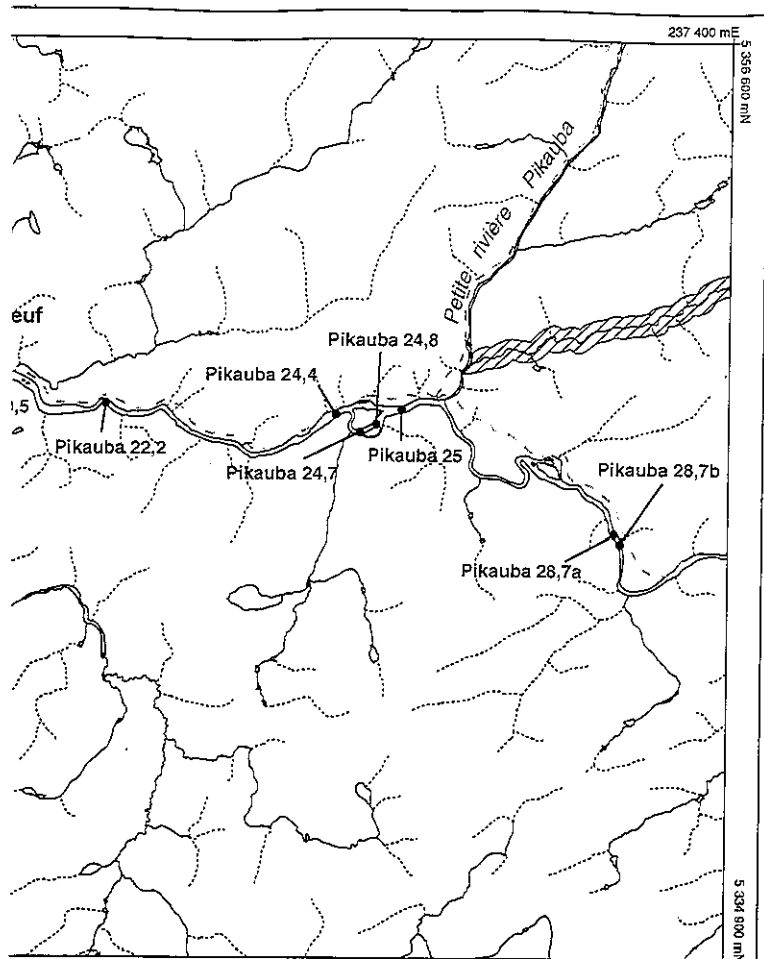


Figure 1

EMPLACEMENT DES STATIONS D'ÉCHANTILLONNAGE À LA PÊCHE ÉLECTRIQUE (EN STATIONS FERMÉES)

ÉCHANTILLONNAGE

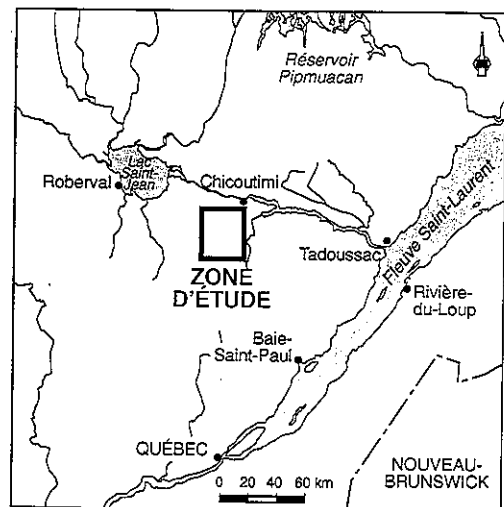
Pikauba 20,5 Station de pêche

MILIEU PHYSIQUE

- Obstacle à la migration des poissons
- Tronçon de rivière à débit réduit (projeté)

INFRASTRUCTURES

- Route principale
- Route secondaire
- Route de gravier
- Ligne de transport d'énergie



Base cartographique : BNDT 50, 1:50 000, feuillet 22D/3 et 22D/6, UTM NAD 83, fuseau 19.

Cartographie réalisée par : GENIVAR inc.



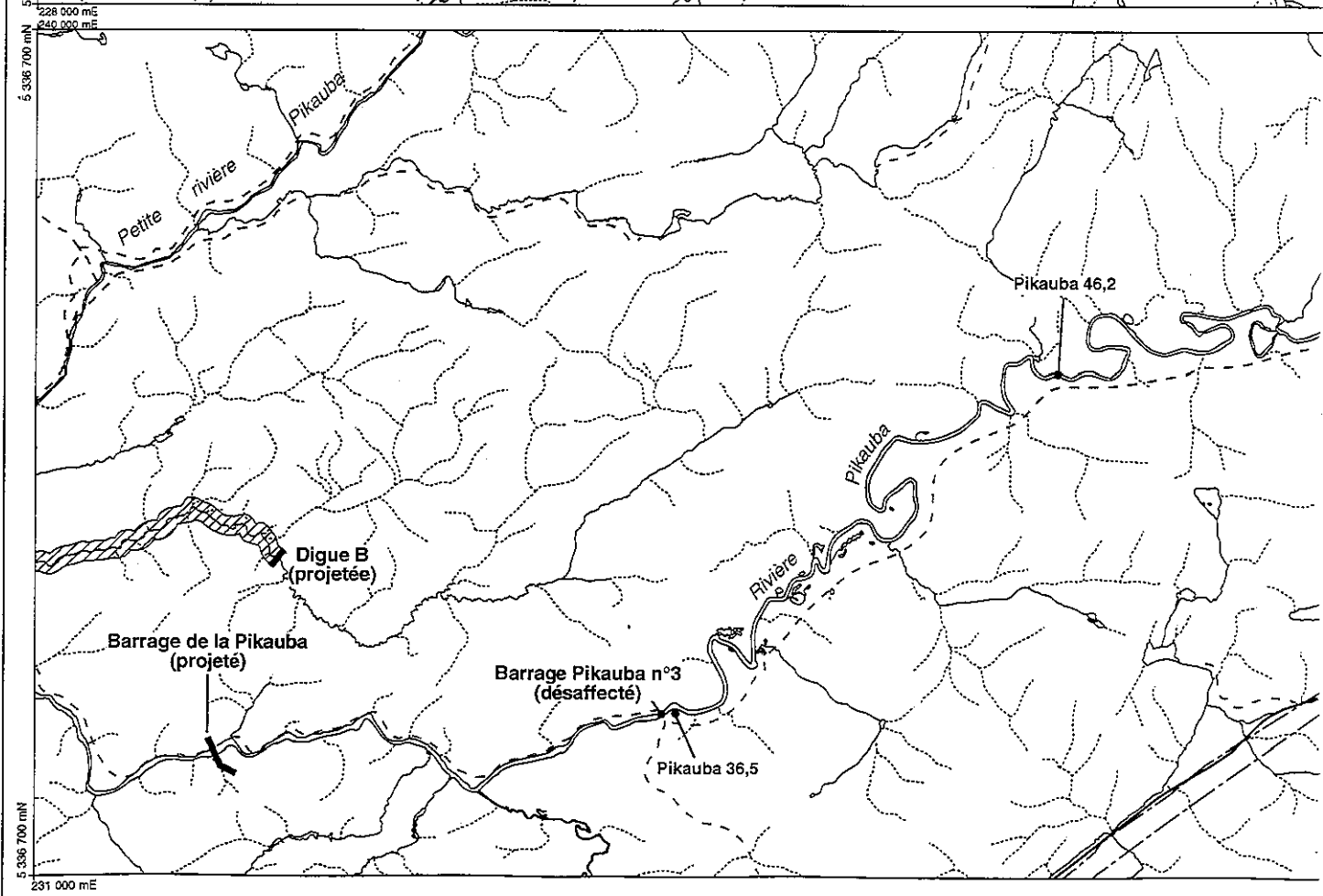
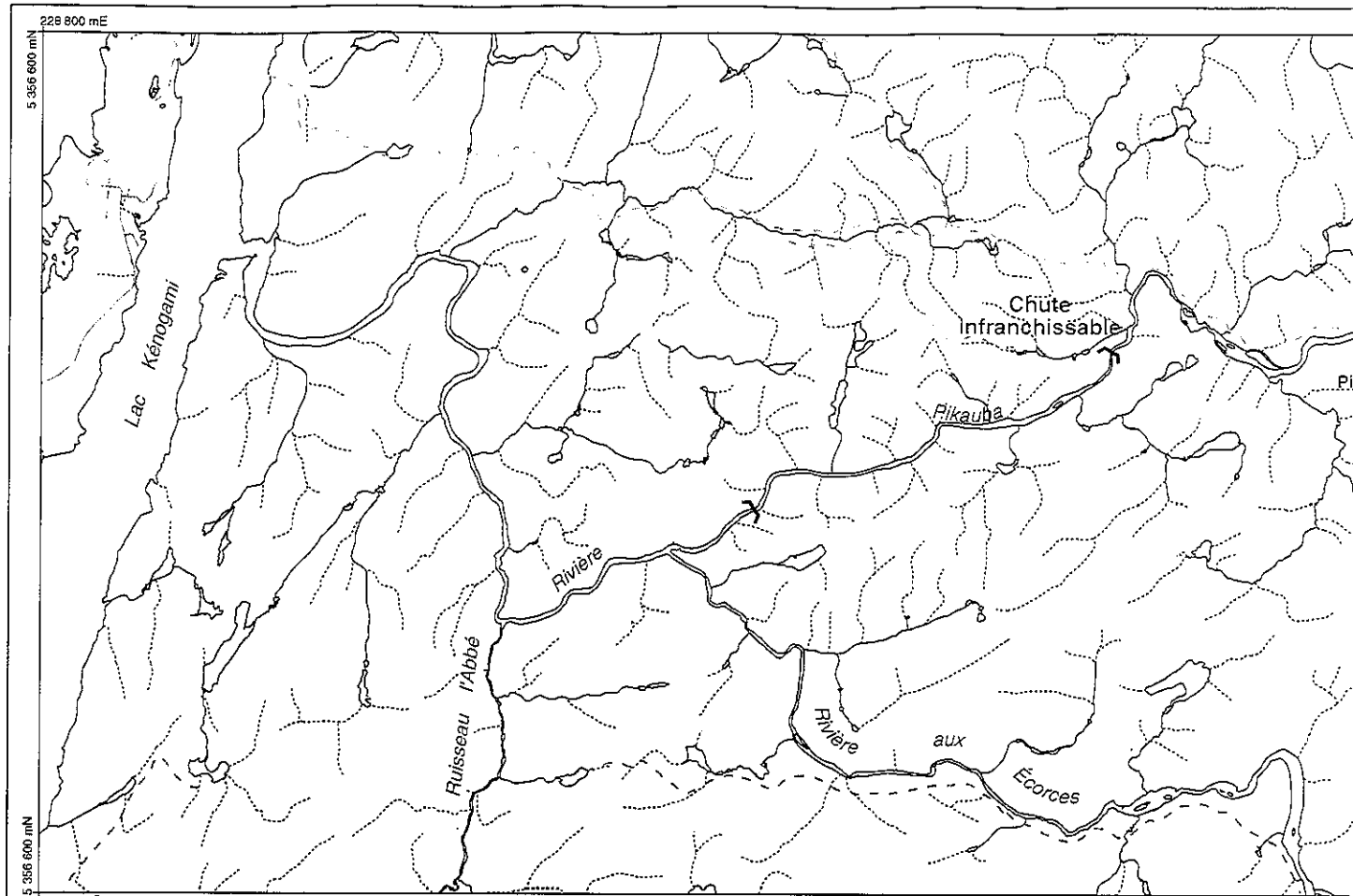


Tableau 2 : Caractéristiques physiques des stations de pêche à l'électricité dans la rivière Pikauba en 2001

Station	Type d'écoulement	Dimension (m)	Superficie (m ²)	Granulométrie ^a							Vitesse moyenne ^b (m/s)	Profondeur (cm)
				BX	B	G	C	V	S	L		
Pikauba 20,5	Lotique	5 x 20	100		20	60	10	5	5		0,37	32
Pikauba 22,2	Lotique	10 x 10	100		65	20			15		0,20	43
Pikauba 24,4	Lotique	12 x 16	192		5	25	15	5	50		0,22	37
Pikauba 24,7	Lotique	4 x 25	100		35	35	20	10			0,32	43
Pikauba 24,8	Lentique	5 x 20	100	5	5		10	10	70		0,48	40
Pikauba 25,0	Lentique	5 x 20	100		20	20	20	15	25		0,35	33
Pikauba 28,7a	Lotique	5 x 20	100		60	20	10		10		0,25	45
Pikauba 28,7b	Lotique	5 x 30	150		60	20	10		10		0,25	45
Pikauba 36,5	Lotique	5 x 20	100		60	10			30		0,34	34
Pikauba 46,2	Lentique	5 x 20	100		20	40	20		20		0,20	65
Pikauba 52,8	Lentique	5 x 20	100				33	33	33		1,03	33

^a Pourcentage de recouvrement de chaque classe de substrat. (B : bloc. Bx : bloc métrique. C : caillou. G : galet. L : limon. S : sable. V : gravier.)
^b Il s'agit de la vitesse moyenne mesurée à au moins trois points à l'intérieur de la station.

Tableau 3 : Nombre d'ombles de fontaine pêchés à l'électricité dans la rivière Pikauba en 2001

Station	Nombre par passe						Nombre par âge					Autres espèces ^a		
	Passe 1	Passe 2	Passe 3	Passe 4	Passe 5	Passe 6	0+	1+	2+	3+	Total	Rhca	Caca	Copl
Pikauba 20,5	1	1	0	0	—	—	2				2	19	0	2
Pikauba 22,2	0	0	0	—	—	—					0	8	4	3
Pikauba 24,4	0	0	—	—	—	—					0	3	0	0
Pikauba 24,7	4	3	1	1	1	0	10				10	14	0	0
Pikauba 24,8	0	0	—	—	—	—					0	0	0	0
Pikauba 25,0	1	2	0	—	—	—	3				3	6	0	0
Pikauba 28,7a	1	0	—	—	—	—	1				1	0	0	1
Pikauba 28,7b	5	0	0	—	—	—	3	1		1	5	4	0	0
Pikauba 36,5	3	1	1	1	2	0	7	1			8	20	0	0
Pikauba 46,2	1	0	2	1	0	—	4				4	2	0	3
Pikauba 52,8	3	1	0	—	—	—	3	1			4	1	0	0
Total	19	8	4	3	3	0	33	3	0	1	37	77	4	9

^a Rhca : naseux des rapides. Caca : meunier rouge. Copl : méné de lac.

■ Question/Commentaire 4

Le rapport indique que « des passages étaient faits jusqu'à ce que tous les spécimens de cette espèce soient capturés ». Les différentes méthodes pour évaluer les densités de poisson (p. ex., Zippin, 1958 ; Rexstead et Burnham, 1991) considèrent qu'une évaluation adéquate des densités de poisson s'effectue à l'aide d'une diminution de 50 % environ dans le nombre de poissons capturés à chaque passe. Un retrait total des poissons d'une station fermée ne peut être confirmé qu'à l'aide d'une station contrôle où on connaît le nombre initial de poissons.

Références

Rexstead, E., et K. Burnham. 1991. *User's guide for interactive program CAPTURE*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Fort Collins, Colorado, USA. 29 p.

Zippin, C. 1958. « The removal method of population estimation ». *Journal of Wildlife Management*, vol. 22, p. 82-90.

Réponse

Dans le commentaire, il est mentionné qu'« une évaluation adéquate des densités de poissons s'effectue à l'aide d'une diminution de 50 % environ dans le nombre de poissons capturés à chaque passe ». On pourrait penser, devant une telle affirmation, que la grande majorité des estimations publiées jusqu'à maintenant sont inadéquates. La diminution constante de 50 % des captures d'une passe à l'autre se produit rarement dans la réalité : il s'agit d'une situation idéale que peu de biologistes auront la chance de connaître, aussi rigoureux et compétents soient-ils. La règle du 50 % de diminution entre les passes n'est pas une norme statistique immuable. On préférera dire que la diminution doit être la plus régulière ou constante possible entre les passes, afin de produire une estimation de densité la plus juste possible. Quiconque a procédé à des estimations de densité a constaté que le pourcentage de diminution des prises est le plus souvent empreint d'une certaine variabilité, ce qui entraîne nécessairement une imprécision dans la mesure de la densité. Cette imprécision est normale, voire incontournable, et les évaluations n'en sont pas moins recevables.

Comme les captures d'omble de fontaine à la pêche électrique ont été faibles dans la Pikauba (le nombre de prises était la plupart du temps inférieur à 4), le pourcentage de diminution des captures entre les passes est forcément variable. Par exemple, à la station Pikauba 24,7, la diminution des prises entre les six passes a été successivement de 25 % (de 4 à 3 ombles de fontaine), de 66 % (de 3 à 1), de 0 %, de 0 % encore, puis de 100 % (de 1 à 0). On remarque néanmoins que les captures diminuent avec une certaine régularité à chaque passe (voir le tableau 3), sauf à deux occasions, soit entre les passes 4 et 5 de la station Pikauba 28,7 et entre les passes 2 et 3 de la station Pikauba 46,2, où les

captures ont augmenté. Toutefois, ces irrégularités — qui se produisent parfois lors des pêches à l'électricité — ne masquent pas la tendance générale qui se dégage nettement de l'ensemble des résultats, soit une baisse graduelle des prises entre les passes.

Enfin, on a appliqué la méthode de Zippin (1958) aux données de pêches à l'électricité présentées au tableau 3 (voir la réponse à la question 3). Il ressort que, pour toutes les stations, l'estimation des densités obtenue de cette manière est *exactement* la même que ce qu'on obtient en additionnant les captures effectuées à toutes les passes. Cela s'explique probablement par le petit nombre de captures et par le nombre relativement élevé de passes effectuées aux stations d'échantillonnage. Comme le résultat de cette méthode d'estimation n'apportait pas de nouvelle information, on ne l'a pas repris dans le rapport sectoriel.

■ Question/Commentaire 5

Section 2.3.3.1, p. 7

L'inventaire de la rivière Pika n'a été réalisé que le 4 octobre 2001 et aucun nid n'y a alors été dénombré. On pourrait penser que la fraie n'avait pas eu lieu à cette date et c'est pourquoi un inventaire des nids devra être refait à l'automne 2002.

Préciser, tel que décrit à la page 7 dans la section « Méthodologie », pourquoi la concentration de reproducteurs dans la rivière Pika ou à son embouchure n'a pas été documentée.

Réponse

De l'avis du promoteur, le 4 octobre n'était pas trop tôt pour faire l'inventaire des nids d'omble de fontaine dans la rivière Pika. Selon Jacques Boivin de la FAPAQ, les géniteurs commencent généralement à se rassembler sur les aires de fraie dès le début de septembre, et le pic de reproduction de ce poisson dans la réserve des Laurentides a lieu entre le 15 septembre et le 15 octobre. Lors de l'inventaire des nids d'omble de fontaine dans la rivière Pikauba, réalisé entre le 22 septembre et le 2 octobre 2000, on avait d'ailleurs dénombré 68 nids et observé des géniteurs sur les aires de fraie. Si la rivière Pika avait vraiment été utilisée par l'omble de fontaine pour la reproduction, on aurait dû voir dès le 4 octobre quelques spécimens rassemblés à proximité des frayères. De plus, ce cours d'eau se prête bien à l'observation de la fraie de l'omble de fontaine : il est peu profond et l'eau est transparente. Le décompte nul de géniteurs ne s'explique donc pas par de mauvaises conditions d'observation.

Il est utile d'ajouter que la rivière Pika a été inventoriée sur l'ensemble du tronçon qui sera éventuellement ennoyée. Bien qu'aucun nid n'ait été trouvé sur la rivière Pika, on a quand même inclus dans les pertes d'habitat les frayères potentielles de ce cours d'eau qui se trouvent sous le niveau maximal normal du réservoir Pikauba (voir vol. 2, tableau 5-19, p. 5-28).

■ Question/Commentaire 6

Section 2.4.4, p. 18, tableau 8

La productivité de certains secteurs, tel celui du PK 25 (219 ombles) indique que certains secteurs sont très productifs en omble de fontaine. La distribution des captures telle qu'illustrée au tableau 2 de la p. 10 laisse présager que la sélectivité de la pêche électrique en rivière a fait en sorte que peu de poissons ont été capturés par cette méthode. Les estimations des densités de poisson utilisée pour les calculs de PotSafo 2.0 renferment toutes les classes d'âge d'omble de fontaine alors que le modèle requiert la caractérisation des densités de juvéniles des groupes d'âges 0+ et 1+ (Lachance et Bérubé, 1999). De plus, d'après l'annexe 13 ainsi que l'annexe 4 du document *Groupe conseil GENIVAR. Mai 2002. Projet de régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Note technique sur le calcul des gains et des pertes d'habitats et de production de l'omble de fontaine*, environ 17 % des ombles capturés appartenaient aux groupes d'âges 0+ ou 1+, alors que les distributions normalement retrouvées dans les populations de poissons indiquent que les juvéniles représentent une fraction beaucoup plus importante de celles-ci. Le MPO est d'avis que les juvéniles d'ombles de fontaine se retrouvaient majoritairement dans les tributaires de la rivière Pikauba au moment de l'échantillonnage. Les densités indiquées au tableau 8 sous-estiment probablement de façon importante les densités de juvéniles du système de la Pikauba étant donné la grande qualité et la bonne représentativité des tributaires dans le système de la rivière Pikauba.

Référence

Lachance, S. et P. Bérubé. 1999. *Programme de calcul de la production potentielle de l'omble de fontaine en rivière, (PotSafo 2.0)*. Faune et Parcs Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec. 26 p.

Réponse

L'annexe 13 de la note technique du groupe conseil GENIVAR (2002) donne les caractéristiques biologiques des ombles de fontaine *capturées au filet maillant expérimental et à la ligne* (lancer léger et mouche). Il est donc normal de trouver peu de représentants des classes d'âge de 0 an et plus (0+) et de 1 an et plus (1+) dans cet échantillon. Ce dernier ne peut être considéré comme représentatif de la structure d'âge de l'ensemble de la population d'ombles de fontaine de la Pikauba ; il a été recueilli dans le but de connaître les principales caractéristiques biologiques de la population (longueur, poids, rapport de sexe, fécondité, etc.).

L'annexe 4 du rapport sectoriel sur la faune aquatique (GENIVAR, 2002) donne la liste des femelles d'omble de fontaine analysées pour en estimer la fécondité. Il s'agit de 46 spécimens matures pêchés à l'aide de filets expérimentaux et de cannes à pêche exclusivement pour les calculs de PotSafo 2.0. Cet échantillon ne doit donc pas, non plus,

être considéré comme représentatif de la structure d'âge de la population et il n'a d'ailleurs pas été prélevé dans ce but.

PotSafo 2.0 exige toutefois de connaître les densités d'omble de fontaine de classe d'âge 0+ et 1+ estimées à l'aide de la pêche à l'électricité (Lachance et Bérubé, 1999), c'est pourquoi nous avons retenu cette méthode de pêche. Comme le montre le tableau 8 du rapport sectoriel sur la faune aquatique (GENIVAR, 2002), les ombles d'âge 0+ sont les plus abondants dans les captures à la pêche électrique (33 spécimens), suivis de la classe 1+ (3) et de la classe 3+ (1). Ce résultat est plus représentatif de la distribution habituelle des classes d'âge dans une population de poissons que l'échantillon d'ombles de fontaine prélevé au filet expérimental et à la ligne (voir les annexes 4 et 13 du rapport sectoriel). Seules les données de pêche à l'électricité ont été utilisées dans le calcul de la production d'omble de fontaine.

La rivière Pikauba possède peu de bons tributaires pour l'omble de fontaine. La majorité de ces cours d'eau ont un débit très faible, ne présentent pas un substrat de bonne qualité et sont ponctués de nombreux barrages de castor. De l'avis du promoteur, il est très peu probable que les densités y soient plus élevées que dans la Pikauba. Seule se démarque la rivière Pika, dont le débit est relativement élevé et dont le lit est composé d'une bonne proportion de gravier et de cailloux propices à la fraie. Toutefois, aucun nid ni aucun géniteur n'y a été vu à l'automne de 2001.

Références

GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Inventaire de la faune aquatique et de ses habitats*. Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. 67 p. et ann.

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Projet de régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Note technique sur le calcul des gains et des pertes d'habitats et de production de l'omble de fontaine*. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 10 p. et ann.

Lachance, S., et P. Bérubé. 1999. *Rivière Montmorency. Synthèse des résultats du programme d'étude quinquennal (1993-1997) concernant la population d'omble de fontaine et son habitat*. Québec, Société de la faune et des parcs du Québec. 122 p.

■ Question/Commentaire 7

Section 2.4.5, p. 19

Tel qu'indiqué à la question/commentaire précédente, le MPO est d'avis que les densités rencontrées dans le cours principal de la Pikauba ne sont pas représentatives des densités retrouvées sur l'ensemble du système et surtout sous-estiment les densités de 0+ et de 1+ dans les tributaires de la rivière Pikauba affectés par le projet, portion de la population

considérée dans la modélisation PotSafo 2.0 comme faisant partie des stades de vie principalement responsables de la production de poisson d'un système.

Le promoteur devra faire une caractérisation plus représentative du système en tenant compte des conditions d'utilisation du modèle PotSafo 2.0, en particulier en regard de la date d'échantillonnage et en considérant les densités de juvéniles retrouvées dans les différents types de milieu affectés par la réalisation du projet (tributaires, cours principal, lacs, etc.).

Réponse

Voir les réponses aux questions 2, 4 et 6.

■ Question/Commentaire 8

Section 2.4.5, tableau 10

L'étude d'impact du promoteur indique au tableau 5-12, volume 2, p. 5-20, une production totale pour l'ensemble du secteur à l'étude de 1 836 kg/an alors que le rapport sectoriel indique 967 kg/an.

Expliquer cette différence majeure entre ces deux évaluations.

Réponse

Les chiffres relatifs à la production potentielle d'omble de fontaine présentés dans la cinquième colonne du tableau 10 du rapport sectoriel sur la faune aquatique (GENIVAR, 2002) sont le résultat d'une erreur d'édition. On trouvera les valeurs exactes au tableau 5-12 du volume 2 (p. 5-20) de l'étude d'impact. Cette erreur est sans conséquence sur les estimations de la perte nette de production d'omble de fontaine.

Référence

GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Inventaire de la faune aquatique et de ses habitats*. Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. 67 p. et ann.

Calcul des gains et des pertes d'habitats et de production de l'omble de fontaine

Note — Les questions/commentaires reliés au calcul des gains et des pertes d'habitats et de production de l'omble de fontaine font référence au document suivant :

Groupe conseil GENIVAR. Mai 2002. *Projet de régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Note technique sur le calcul des gains et des pertes d'habitats et de production de l'omble de fontaine.* 10 pages et 2 annexes.

■ **Question/Commentaire 9**

Le MPO réitère son analyse préliminaire, telle que décrite à la question 81 du document *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami, Loi canadienne sur l'évaluation environnementale. Questions et commentaires des autorités fédérales concernant l'étude d'impact sur l'environnement*, préparé par Pêches et Océans Canada, région du Québec, mai 2002, concernant la capacité de production des plans d'eau résiduels en amont du barrage projeté au PK 30.

Suite à une analyse préliminaire, la pérennité de ces plans d'eau serait incertaine pour les raisons suivantes :

- La production potentielle se définit comme « la quantité totale de tissu élaboré à l'intérieur d'un intervalle de temps, incluant ceux formés par des individus qui ne survivent pas à la fin de cet intervalle (Ivlev, 1966) ». Ainsi, puisque le plan d'eau serait maintenu principalement en dehors de la saison de croissance pour la faune aquatique, il semble peu approprié de parler de production de poisson.
- Tel qu'indiqué à la page 5-30, volume 2, « la présence de meuniers et de cyprins et l'absence de tributaires limiteront la production d'omble de fontaine [dans le plan d'eau] ».
- La connexion avec la rivière Pikauba serait possible seulement par un canal de dérivation qui permettrait à certains individus de retourner au plan d'eau à 400,5 m mais qui ferait en sorte surtout d'isoler la communauté piscicole lors du rabattement du réservoir puisqu'une brisure de pente importante (8 m), tel qu'indiqué à la planche 2-8 (annexe D, vol. 2), ne permettrait aucune circulation sous la cote 412 m.
- La communauté d'insectes benthiques et pélagiques serait en perpétuelle limitation suite au rabattement annuel du réservoir, et ainsi on peut s'attendre à ce que la productivité de la communauté piscicole soit également réduite. Tel qu'indiqué à la page 5-29, « [...] la vidange annuelle de ce dernier (le réservoir) va provoquer l'exondation des rives et des zones de faible profondeur, ce qui, selon toute vraisemblance, empêchera ou limitera l'établissement de la faune benthique, une source de nourriture majeure pour les communautés de poissons ». Il n'y a donc pas

lieu de croire que les plans d'eau résiduels possèdent une communauté benthique adéquate pour la communauté piscicole, d'autant plus que la sédimentation engendrée par la vidange annuelle ferait en sorte de recouvrir le fond du réservoir et les organismes qui s'y trouveraient.

- Tel qu'indiqué à la page 4-59 du volume 2 « la décomposition de la matière organique submergée induit une consommation d'oxygène dissous, une diminution du pH, une libération de CO₂, d'ions et d'éléments nutritifs [...] et peut conduire à une baisse limitante de la silice pour la productivité biologique ».
- Tel qu'indiqué à la page 4-61 du volume 2 : « Selon les hypothèses de calcul, les teneurs en oxygène dissous (dans le réservoir Pikauba) diminueront sensiblement. [...] En période d'eau libre, le pourcentage de saturation en oxygène dissous passerait de 90-100 % à 70-80 %, alors qu'en hiver, ce taux devrait atteindre un minimum autour de 50-60 % ». À la page 5-30, du volume 2, on indique que la concentration d'oxygène au moment de la prise des glaces serait de 10 mg/l et que la limite pour la survie des poissons est de 4 mg/l. Ainsi, suivant le fait que les organismes aquatiques seront progressivement confinés au fur et à mesure de la vidange du réservoir et les données de réduction d'oxygène dissous de la page 4-61, l'oxygène résiduel pourrait facilement diminuer autour de 4-5 mg/l, soit le seuil de tolérance minimal identifié par le promoteur et rapporté dans la littérature pour les salmonidés, qui représentent des espèces sensibles à l'oxygénation de l'eau (Bjornn et Reiser, 1991).
- À la page 4-67, on indique que les simulations effectuées pour la qualité de l'eau correspondent « au pire cas possible », simulés pour un niveau de 415 m en hiver. On peut donc croire que le pire cas possible pourrait être supérieur aux prévisions lorsque le plan d'eau serait maintenu à 412 m.
- Tel qu'indiqué à la page 5-35 du volume 2, « l'abaissement graduel (lors de la vidange hivernale) permet de réduire les mortalités par assèchement des poissons piégés dans des pochettes ». Ainsi, puisqu'il est prévu de réduire rapidement le réservoir entre le 1^{er} avril et le 1^{er} mai (plusieurs mètres en quelques heures), les poissons captifs du réservoir résiduel pourront être confinés dans de petites superficies aquatiques qui ne permettraient pas leur survie.

À la lumière des incertitudes présentées dans les paragraphes précédents concernant la faible possibilité d'obtenir une communauté piscicole viable dans ce plan d'eau, le MPO est d'avis que la marge de manœuvre associée à la réserve d'eau de la digue B, soit 7,7 hm³ d'eau emmagasinée, devrait servir à diminuer les pertes d'habitats associées à l'inondation annuelle du réservoir de la rivière Pikauba plutôt qu'à maintenir des plans d'eau non productifs.

De plus, le MPO est d'avis que la méthode utilisée pour évaluer la productivité en omble de fontaine du futur plan d'eau n'est pas adaptée au projet compte tenu que les conditions d'application de la méthode sont basées sur des indices physiques d'habitats existants et en équilibre, ce qui n'est pas le cas ici.

Références

Bjornn, T.C. et D.W. Reiser. 1991. « Habitat requirements of salmonids in streams, Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats ». *American Fisheries Society Special Publication*, vol. 19, p. 83-138.

Ivlev, V.S. 1966. « The biological productivity of waters ». *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, vol. 23, p. 1727-1759.

Réponse

Voir la réponse à la question 81 dans le document de réponses à la première série de questions posées par les autorités fédérales (Hydro-Québec et MRN, 2002).

Référence

Hydro-Québec et Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRN). Juillet 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Réponses aux autorités fédérales concernant l'étude d'impact*. Montréal, Hydro-Québec et MRN.

Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba en aval du barrage

Note — Les questions/commentaires reliés à la détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba en aval du barrage font référence au document :

Groupe conseil GENIVAR. Avril 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Étude d'impact sur l'environnement. Détermination des débits réservés écologiques*. Rapport sectoriel présenté à l'Unité Projets – Nouveaux aménagements d'Hydro-Québec. 48 pages et 5 annexes.

Avis global

De l'examen des études présentées par le promoteur à l'appui du régime de débits réservés en aval du barrage Pikauba ressortent quelques points importants à signaler :

1) L'influence sur le régime des écoulements associée au plan de régularisation des crues du réservoir Pikauba ne peut pas être considérée comme une modification majeure mettant en cause, à l'une ou l'autre des saisons hydrologiques, le bon déroulement du cycle vital des espèces présentes dans le cours d'eau en aval du barrage proposé. En effet, malgré les insuffisances méthodologiques signalées ci-après dans ce rapport, il est notable que les dispositions proposées pour s'assurer d'une quantité suffisante d'habitats de qualité dans la rivière Pikauba aux différentes phases du cycle de vie des espèces présentes ne sont à peu près jamais mobilisées par le plan de régularisation des crues de cette rivière.

2) Le choix des différentes méthodologies de modélisation des microhabitats (MMM) piscicoles (surfaces mouillées ou surfaces utiles définies par l'habitat préférentiel), combinées avec diverses considérations conceptuelles relatives à l'écologie des espèces de poisson présentes dans la rivière Pikauba en aval du barrage projeté semble un choix tout à fait approprié pour définir les limites écologiques minimales de débit en différentes saisons (débits réservés écologiques). Cette méthodologie dite *instream flow incremental methodology* (IFIM) est considérée comme la norme en la matière dans la plupart des États américains, des provinces canadiennes et de plusieurs États développés du monde. Son développement récent reposant sur l'utilisation de modèles bidimensionnels (2D) de l'écoulement représente le plus récent ajout à la méthode, et cette évolution est considérée comme faisant désormais partie de l'état de l'art en la matière.

3) L'application de la méthodologie de modélisation des microhabitats dans ce projet laisse voir plusieurs insuffisances à différentes étapes du processus d'élaboration des modèles, notamment sur le plan de la validation des outils à l'aide d'ensembles de données indépendants de ceux mobilisés pour calibrer les modèles. Lesdites insuffisances sont signalées dans la suite de ce rapport. Le caractère récent de l'utilisation de la MMMH au Québec, l'absence de normes strictes concernant son utilisation et la nécessité de se doter de critères d'évaluation explicites imposent de signaler ces faiblesses méthodologiques afin que les futurs projets de même nature puissent en tenir compte dès la conception des devis d'étude.

4) Les insuffisances dénotées dans les documents consultés ne mettent pas nécessairement en cause la valeur des conclusions et recommandations proposées, ne serait-ce qu'à cause de la rareté de leur emploi dans le plan de gestion. Étant donné les carences de validation des modèles utilisés, il est très difficile sinon tout simplement impossible d'évaluer le bien-fondé et les incertitudes reliées à leur utilisation.

Fraie printanière de l'éperlan arc-en-ciel et d'autres espèces, et modélisation des surfaces mouillées

■ Question/Commentaire 10

Section 2.4.1, p. 8

Concernant la fraie printanière de l'éperlan arc-en-ciel et d'autres espèces, on mentionne que la méthode de la surface mouillée, variante de la méthode du périmètre mouillé, a été appliquée afin de maintenir le maximum de surface inondée possible sans aller au-delà d'un débit qui n'ajoute presque plus rien. Étant donné les exigences pour ce genre de fraie qui ne dépend pas du substrat, une telle méthode semble appropriée. Cependant, la modélisation hydraulique réalisée avec le modèle HEC-RAS à partir de 70 sections transversales de rivière entre l'embouchure de la Pikauba et le PK 30,2 (1/450 m) est très peu documentée, de sorte qu'il est difficile de l'évaluer. Bien que l'outil lui-même (HEC-RAS) soit bien connu et largement utilisé en ingénierie pour établir les niveaux en fonction du débit (études d'inondation, par exemple), son utilisation laisse place à des marges d'incertitude qui peuvent devenir très significatives en l'absence de procédures appropriées de calibration-validation avec des mesures de débit et de niveau d'eau. De plus, la valeur des coefficients de friction utilisés (n de Manning) peut varier significativement en fonction de l'extension du domaine mouillé, lui-même relié au débit.

Cette section du rapport nécessite donc une meilleure documentation notamment vis-à-vis des interrogations suivantes :

Comment ont été sélectionnées les sections transversales (critères d'accessibilité, d'hydraulique, de variabilité topographique, etc.) ?

Quelle est la procédure typique de simulation des niveaux d'eau appliquée aux sections transversales ? Est-elle basée sur la ligne d'eau entre les transects (pente), sur la construction de courbes de tarage ponctuelles aux transects (sans égard à la pente ou aux transects adjacents), ou autres ?

Les lignes d'eau simulées ont-elles été calibrées et validées ? À quel(s) débit(s) ?

Quelle est l'incertitude typique (erreur) résultant de la démarche appliquée ?

Réponse

Sections transversales

On a sélectionné les sections transversales en tenant compte de critères hydrauliques et des caractéristiques bathymétriques du lit de la Pikauba ainsi que des aires d'intérêt faunique. On a ainsi relevé tous les seuils hydrauliques de même que les endroits où la configuration bathymétrique de la rivière varie rapidement (rétrécissement de la rivière près des îles, des fosses, etc.).

Procédure type

La procédure de simulation des niveaux d'eau aux différentes sections transversales est principalement basée sur la ligne d'eau entre les sections, quoique des courbes de tarage aient aussi été utilisées pour quelques sections. On peut donc dire que la procédure est mixte, mais qu'elle est principalement basée sur des lignes d'eau.

Étalonnage et validation

L'étalonnage et la validation du modèle 1D ont été effectués à l'aide de deux lignes d'eau mesurées à des débits respectifs de 18 m³/s et 26 m³/s.

Incertitude type

Les écarts de niveau rencontrés dans le processus d'étalonnage et de validation sont, en général, inférieurs à 3 cm, ce qui est tout à fait acceptable. Seuls quelques écarts atteignent environ 5 cm.

■ Question/Commentaire 11

Section 2.4.1, p. 8

L'extrapolation des résultats de périmètre mouillé en surface mouillée en faisant intervenir la distance entre les transects correspond tout simplement à une pondération des transects par la distance qui les sépare.

Cette méthode d'agrégation de l'ensemble des résultats de sections apporte-t-elle une information additionnelle significative eu égard à la variabilité naturelle de la largeur des cours d'eau ?

Réponse

De l'avis du promoteur, l'approche dite « de la surface mouillée » n'apporte pas de complément d'information digne d'intérêt. Toutefois, une telle méthode permet d'obtenir un portrait global basé sur le principe d'intégration qui ne laisse aucune place à la subjectivité du modélisateur. En effet, les résultats obtenus au moyen de cette approche sont traités et pondérés sans faire appel au jugement du modélisateur.

Méthodologie de modélisation des microhabitats (MMMh) d'alimentation des salmonidés

■ Question/Commentaire 12

Section 2.4.2, p. 9

La méthodologie de modélisation des microhabitats (MMMh) désignée par l'expression IFIM (*instream flow incremental methodology* du US Fish & Wildlife proposée en 1978) est une méthode mondialement reconnue pour établir des débits réservés. Cependant, la MMMh pose certaines difficultés de validation du modèle d'habitat qui sous-tendent la représentativité du modèle de préférences abiotiques applicables aux espèces cibles. Dans les circonstances, plusieurs interrogations demeurent sans réponse dans le document étudié.

À l'instar des travaux de validation du modèle d'alimentation du saumon de la rivière Moisie (GENTVAR, 1994), la méthode de MMMh présentée ici comporte-t-elle une étape de validation permettant de vérifier si le modèle biologique employé reproduit adéquatement la distribution des individus observés ?

Le cas échéant (étape de validation), les données de distribution utilisées se distinguent-elles du jeu de données utilisé pour établir le modèle de préférence ?

Réponse

Une validation exhaustive du modèle d'habitat d'alimentation ne paraissait pas nécessaire dans le cadre du projet. En effet, comme le montre la figure 16 du rapport sectoriel sur les débits réservés écologiques (Groupe conseil GENIVAR, 2002, p. 44), le débit de la Pikauba en aval du PK 30 sera presque toujours supérieur aux débits réservés écologiques proposés pour les diverses périodes biologiques considérées. Il ne s'agit pas donc d'un enjeu majeur dans le contexte du projet, dont un des objectifs est la régularisation d'un cours d'eau et non son exploitation hydroélectrique.

Toutefois, on a effectué une validation sommaire en comparant la répartition des milieux d'alimentation prédite par la modélisation (voir la figure 2) avec la position des captures d'omble de fontaine dans le tronçon étudié (voir la figure 3). Cette comparaison fait ressortir que le modèle reproduit de façon satisfaisante ce qui a été observé sur le terrain.

Par ailleurs, une validation exhaustive n'est pas de nature à modifier les valeurs de débits écologiques proposées. Ce genre d'exercice ne fait qu'appuyer ou renforcer la méthodologie suivie en cours d'étude, comme ce fut le cas dans le cadre du projet Sainte-Marguerite (rivière Moisie, dérivation aux Pékans), évoqué à la question 12.

Référence

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba, en aval du barrage. Étude d'impact.* Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 48 p. et ann.

Figure 2 : Répartition des habitats d'élevage de l'omble de fontaine dans la zone modélisée
(PK 25, débit de 20 m³/s) de la rivière Pikauba

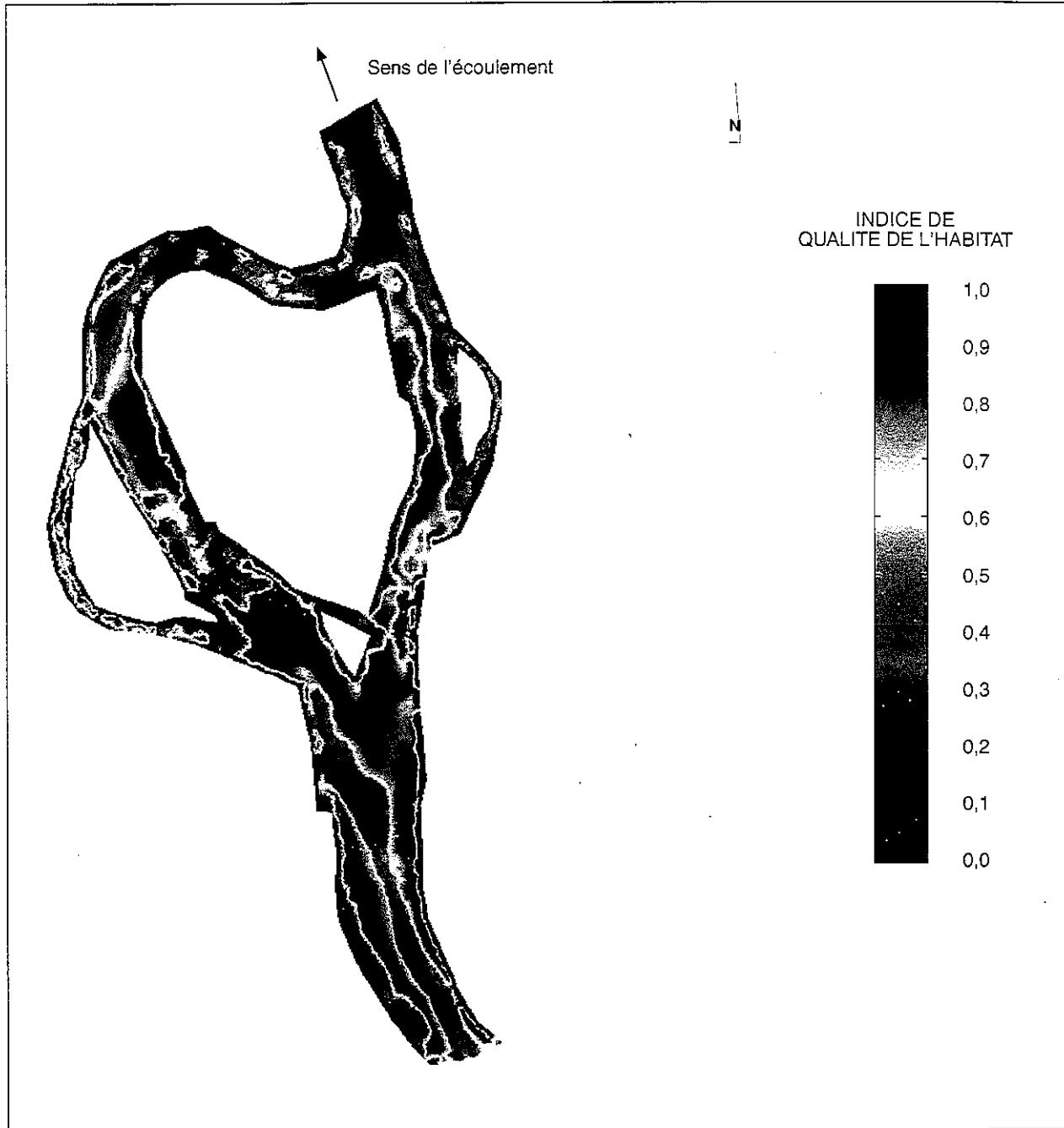
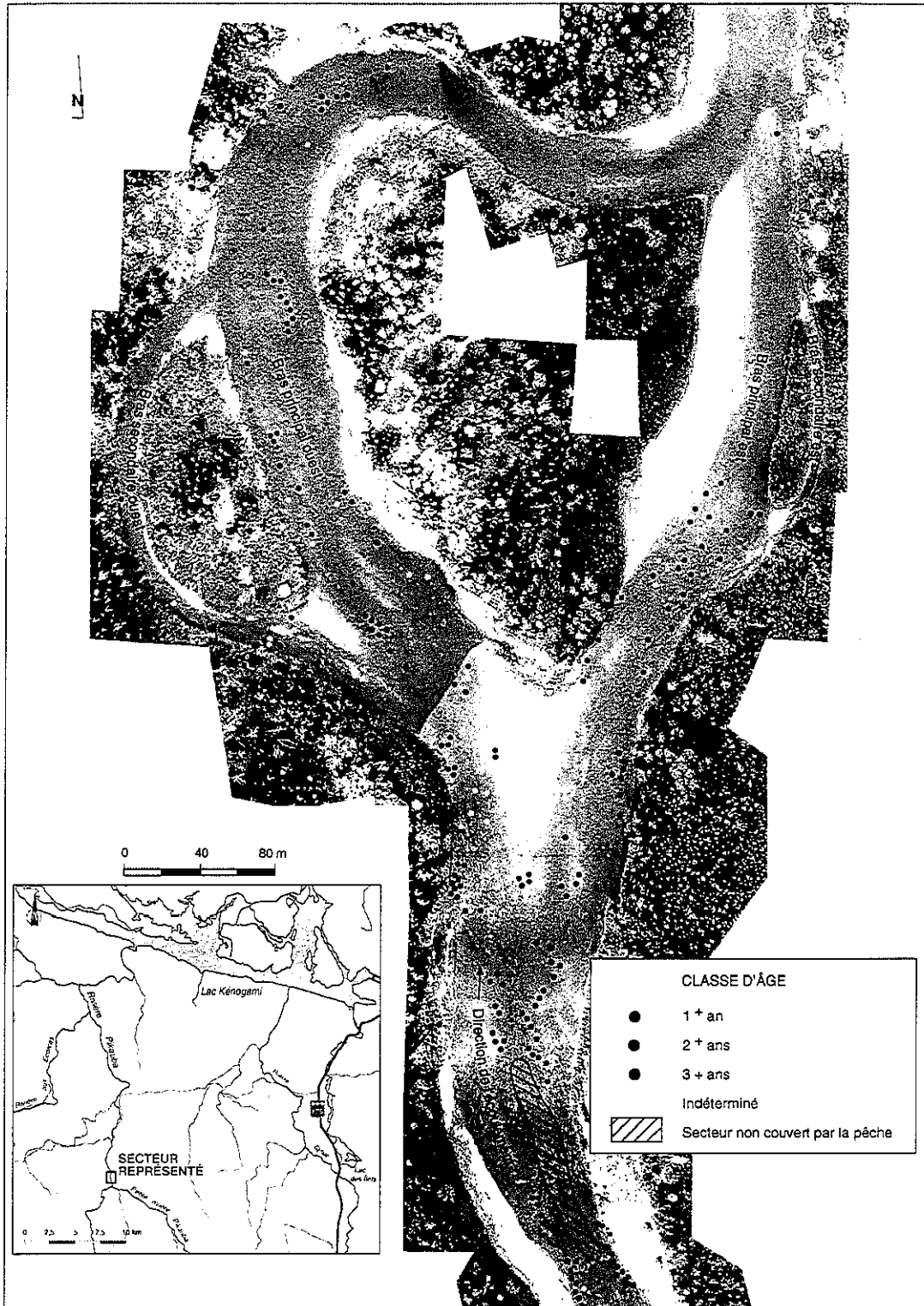


Figure 3 : Emplacement des captures d'ombles de fontaine dans la zone modélisée (PK 25) de la rivière Pikauba



Modélisation des facteurs abiotiques

■ Question/Commentaire 13

Section 2.4.2.2, p. 11

Si, dans la plupart des pays, surtout les USA, la MMMH a pris son expansion en faisant usage de modèles unidimensionnels, voire de mesures directes du débit, elle a beaucoup progressé au cours des dernières années, notamment au Québec, avec l'emploi de modèles hydrodynamiques bidimensionnels qui procurent une image beaucoup plus précise des phénomènes hydrauliques, moyennant cependant que certaines conditions soient satisfaites quant à la validité et la précision du modèle de terrain et aux procédures de calibration-validation hydrodynamiques appliquées. Le rapport souligne à juste titre que la modélisation 2D des écoulements [pour des fins biologiques] nécessite une connaissance approfondie de la bathymétrie et des substrats du site d'étude. La méthode appliquée mentionne la prise de mesures topographiques en 1 089 points sur un tronçon de 1 km environ. De plus, les données prélevées étant normalement transférées par interpolation sur un maillage de calcul hydrodynamique, le résultat est à proprement parler un modèle numérique de terrain (MNT) lequel devrait, en tant que modèle, être sujet à des procédures de validation, du moins pour sa composante topographique (MNE).

Quelle était la densité moyenne de points de mesure de la topographie du site et quelle logique a présidé à leur sélection ?

Le rendu du modèle numérique d'élevation (MNE) tel qu'obtenu par le maillage de calcul hydrodynamique a-t-il été validé graphiquement ou autrement par rapport aux mesures originales ? Quelle est l'erreur numérique moyenne reliée au transfert de l'information sur le maillage hydrodynamique ?

Réponse

Densité moyenne de points de mesure

La superficie du maillage est d'environ 83 100 m² et le nombre de points topographiques s'élève à 1 089, ce qui correspond à une densité moyenne de 1 point aux 76 m².

On a effectué les relevés topographiques le long de sections transversales rapprochées les unes des autres et on les a complétés par un semis de points aux endroits les plus accidentés, notamment le long des berges.

Validation du rendu du modèle numérique

On n'a effectué de validation que sur le plan qualitatif, sous forme de comparaison visuelle des structures bathymétriques (plateaux, fosses, talwegs, etc.) réelles et simulées à l'aide du modèle numérique de terrain. Des images à haute résolution, obtenues par vidéo verticale, ont été utilisées pour localiser et identifier ces structures. Compte tenu de l'enjeu réel des débits réservés écologiques, cette méthode a été jugée suffisante pour obtenir un bon degré de précision.

■ **Question/Commentaire 14**

Section 2.4.2.2, p. 11

Concernant les substrats, la méthode de caractérisation repose sur l'appréciation visuelle de la taille des grains, soit directement sur le terrain (en plongée) ou à partir de photographies aériennes à haute résolution. Elle tient compte également du pourcentage de présence de chacune des classes granulométriques au sein d'une surface élémentaire d'observation.

Comment ont été formés le(s) observateur(s) pour effectuer ces mesures et quelle en est la marge d'erreur ?

Comment sont calibrées les images numériques (photographies aériennes) et quelles sont les limites inhérentes à une telle approche ?

Que signifie exactement le pourcentage de présence des classes granulométriques au sein d'une surface homogène ? Quel est le critère d'homogénéité appliqué ?

Réponse

Formation des observateurs et marge d'erreur

L'appréciation visuelle du substrat est toujours précédée d'un étalonnage au cours duquel chaque technicien responsable des relevés fait une estimation indépendante d'une parcelle de lit de rivière, en compagnie d'un géomorphologue expérimenté dans le domaine de la sédimentologie fluviale (hydrogéomorphologue). Cette estimation est faite à l'aide de grillages métalliques dont les mailles correspondent aux diamètres respectifs des diverses classes de particules sédimentaires. On compare ensuite les observations de chacun on analyse les différences. L'exercice est refait jusqu'à ce que les différences entre les observateurs soient minimales.

Deux techniciens étaient affectés aux relevés du substrat au site de modélisation du PK 25 de la rivière Pikauba et chacun comptait plus de quinze années d'expérience. Pendant toute la durée des relevés, ils étaient en possession de la charte granulométrique recommandée par Boudreault (1984) pour l'étude des rivières à saumon au Québec (voir GENIVAR, 2002, tableau 1).

Quelle que soit l'expérience des observateurs, l'appréciation visuelle des substrats d'une rivière contient inévitablement une certaine part de subjectivité et s'accompagne d'une marge d'erreur difficilement quantifiable. Néanmoins, le but d'une telle appréciation est de délimiter approximativement les zones homogènes sur le plan granulométrique et de les caractériser sommairement. Ces informations répondent amplement aux besoins de la modélisation. Aux fins de la modélisation hydrodynamique, on n'a pas besoin d'une mesure extrêmement précise de la proportion et de la dimension des particules sédimentaires présentes, information qui ne peut être obtenue que par le prélèvement et l'analyse granulométrique en laboratoire d'échantillons de substrat.

Calibrage des images numériques

Les images numériques ne sont pas calibrées. Il s'agit de photographies à haute résolution prises à basse altitude. Parce qu'elles sont plus nettes qu'une photographie aérienne ordinaire, elles sont plus facilement interprétables. Il est donc plus aisé de distinguer les zones homogènes de substrat à l'aide de ce support.

Comme pour l'appréciation visuelle des substrats sur le terrain, la photo-interprétation est empreinte d'une certaine marge d'erreur qui est difficilement quantifiable. Dans le cas du présent projet, on a validé la photo-interprétation au moyen de relevés sur le terrain (voir la réponse à la question 13). La marge d'erreur est tout à fait acceptable pour les besoins de la modélisation.

Homogénéité granulométrique

Une zone homogène est une portion du lit de la rivière qui présente un type de sédiment ou un assemblage de sédiments particulier, qui la distingue des autres zones. Les observateurs qui font l'appréciation visuelle des substrats donnent une évaluation, en pourcentage, de la surface couverte par chaque classe granulométrique à l'intérieur de chaque zone homogène.

Références

GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Inventaire de la faune aquatique et de ses habitats*. Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. 67 p. et ann.

■ Question/Commentaire 15

Section 2.4.2.2, p. 11

Le rapport mentionne que le modèle utilisé pour effectuer les simulations hydrodynamiques est AQUADYN, qui est basé sur la résolution aux éléments finis des équations de Saint-Venant intégrées dans la verticale. La seule mention du nom de l'outil en guise de référence n'est pas suffisante pour qu'on puisse en évaluer les hypothèses sous-jacentes et la qualité des résultats produits, non plus que son acceptation par la communauté scientifique.

Quelles sont les références bibliographiques et publications scientifiques inhérentes au logiciel AQUADYN permettant d'en connaître la structure (l'approximation nodale de l'élément, par exemple) et supportant sa valeur et son acceptation par la communauté des hydrauliciens numériques ?

Le modèle AQUADYN permet-il de délimiter adéquatement les aires recouvertes d'eau (ou découvertes) à faible débit ? A-t-on procédé à une validation de la superficie et de la délimitation des aires mouillées ?

Réponse

Références du modèle AQUADYN

Comme le modèle AQUADYN a un historique beaucoup plus court que la plupart des modèles numériques disponibles sur le marché, il n'a pas fait l'objet d'une documentation abondante.

Par ailleurs, on sait que les modèles provenant d'universités ou d'instituts de recherche connaissent une forte diffusion et font l'objet de beaucoup de publications — c'est en quelque sorte une obligation pour les chercheurs de publier leurs résultats de recherche. Le modèle AQUADYN n'a pas été développé dans un cadre universitaire et n'a donc pas profité d'un tel système de publication.

On retiendra que ce logiciel a été utilisé au cours de plusieurs études dans le domaine du génie conseil en général (études hydrauliques pour l'installation de prises d'eau, la construction de piliers de ponts, la détermination de débits réservés, etc.), au cours desquelles son étalonnage et la validation de ses résultats ont été plus que satisfaisants. Comme tout logiciel, AQUADYN possède ses forces et ses limites. Parmi ses atouts, il permet de réaliser très rapidement un maillage à partir d'un fichier AutoCAD et d'obtenir des résultats préliminaires très rapidement.

Délimitation des aires mouillées

On a effectué des validations qualitatives et ponctuelles de la délimitation des aires mouillées à partir des données recueillies lors des campagnes de mesure biophysique. On a ainsi constaté qu'AQUADYN délimitait bien les aires mouillées dans la gamme normale des débits. Cependant, le logiciel a eu de la difficulté à bien délimiter les surfaces recouvertes dans des conditions extrêmes, c'est-à-dire lorsque le débit est très faible et que la hauteur de l'écoulement est du même ordre de grandeur que la dimension du substrat *sur l'ensemble de la section d'écoulement*. Il semble toutefois que la majorité des modèles présents sur le marché connaissent des limitations similaires.

■ Question/Commentaire 16

Section 2.4.2.2, p. 16

Comme tout modèle, le modèle hydrodynamique doit être calibré (étalonné) et validé par rapport aux variables abiotiques qui seront par la suite mises à contribution pour la modélisation d'habitats, soit les débits, les vitesses d'écoulement et les niveaux d'eau, ces derniers déterminant les profondeurs lorsque combinés à la topographie (MNE). D'une incertitude trop prononcée voire systématiquement biaisée entachant les résultats de ces variables peuvent découler des imprécisions importantes dans les résultats de disponibilité d'habitats. Or, dans le rapport, l'étalonnage du modèle ne fait état que des résultats en niveau d'eau sans égard aux vitesses. De plus, aucun résultat de validation n'est présenté qu'il s'agisse des débits, des vitesses ou des niveaux d'eau. Quant aux profondeurs, dont la valeur résulte à la fois de l'adéquation du MNE et de la validité des niveaux d'eau simulés, aucune démarche validant les résultats n'est présentée.

L'étalonnage du modèle hydrodynamique a-t-il tenu compte des vitesses de courant ?

Le cas échéant, quels sont les niveaux de corrélation (R^2) obtenus entre les mesures et les simulations ? L'erreur inhérente est-elle systématique ou aléatoire ?

Réponse

Il n'y a pas eu de validation systématique des vitesses d'écoulement en comparant, pour un débit donné, les valeurs prédites par le modèle à des points précis avec les valeurs mesurées sur le terrain aux mêmes points. Toutefois, on a validé de façon sommaire certains schémas d'écoulement. En effet, plusieurs mesures de vitesse de courant ont été notées en divers points du domaine de modélisation lors des relevés biologiques effectués durant les périodes de fraie et d'alimentation de l'omble de fontaine. Bien que ces points de mesure n'aient pas été positionnés à l'aide d'une instrumentation particulière (station totale ou DGPS), leur emplacement approximatif est connu. Cette information a été suffisante pour établir dans leurs grandes lignes les schémas d'écoulement à certains débits et de constater que les prédictions du modèle étaient très satisfaisantes.

■ Question/Commentaire 17

Section 2.4.2.2, p. 16

Par ailleurs, à l'examen des coefficients de frottement utilisés lesquels sont liées algébriquement à la taille des rugosités, certaines valeurs se situent dans des gammes paradoxalement élevées (tableau 1 : classes BGV, GCB, SCG et GBCSV à 0,12) soit près du double et parfois plus que ce que l'expérience laisserait supposer comme maximum absolu. De tels ajustements hors norme cachent parfois d'autres anomalies liées aux mesures (topographie, notamment) ou à la représentativité du modèle de terrain et/ou des conditions limites. De plus, toujours au chapitre de la paramétrisation, aucune mention n'est faite des coefficients de viscosité turbulente et numérique lesquels peuvent influencer très significativement (lissage excessif) les résultats en vitesse en particulier si la morphologie du cours d'eau est complexe et comporte des singularités (compressions et cisaillements turbulents).

Une explication des valeurs anormalement élevées de coefficient de frottement pour certaines classes de substrat a-t-elle été recherchée ?

Quel est le modèle de fermeture sur la viscosité turbulente utilisé dans AQUADYN pour les fins du projet et quelles valeurs typiques ont servi pour l'étalonnage de ce modèle hydrodynamique ?

Une validation des résultats hydrodynamiques a-t-elle été effectuée ? Le cas échéant, quelles sont les variables ayant été soumises à cet exercice et quels sont les résultats de l'exercice ?

Réponse

Valeurs anormalement élevées

Les augmentations importantes du coefficient de frottement (coefficient n de Manning) utilisées dans la partie amont du tronçon modélisé sont la conséquence directe du rapport entre le substrat, composé principalement de blocs et de galets, et la hauteur d'eau. Pour de faibles débits, comme ceux qu'on a simulés dans la présente étude, des pierres d'un diamètre de 64 mm à 1 000 mm opposent une résistance importante à l'écoulement. L'augmentation de la valeur du coefficient n de Manning est tout à fait cohérente sur le plan hydrodynamique, lorsque la hauteur d'eau est du même ordre de grandeur que les pierres formant le substrat. Pour des débits très faibles, l'étalonnage peut induire des erreurs difficilement quantifiables, puisque la turbulence augmente en fonction du rapport entre la taille du substrat et la hauteur d'eau. Cet aspect des coefficients de frottement est abordé à l'avant-dernier paragraphe de la page 17 du rapport sectoriel sur les débits réservés (Groupe conseil GENIVAR, 2002).

Modèle de fermeture et valeurs d'étalonnage

Le modèle de fermeture appliqué à la viscosité turbulente utilisé dans AQUADYN n'est pas connu. Les valeurs typiques de la viscosité turbulente utilisées dans le cadre du projet sont de l'ordre de $0,2 \text{ m}^2/\text{s}$ à $0,3 \text{ m}^2/\text{s}$.

Validation des résultats hydrodynamiques

La validation des résultats hydrodynamiques a été difficile étant donné que les conditions d'écoulement étaient très différentes entre le débit d'étalonnage ($14 \text{ m}^3/\text{s}$) et le débit de validation ($28 \text{ m}^3/\text{s}$). On a préféré étalonner le modèle à un débit de $14 \text{ m}^3/\text{s}$, plus représentatif de la plage des débits réservés écologiques qui est proposée.

Référence

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba, en aval du barrage. Étude d'impact*. Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 48 p. et ann.

■ Question/Commentaire 18

Section 2.4.2.2, p. 16

Le choix des conditions aux limites peut s'avérer très important pour la qualité des résultats obtenus. Dans le cas présent, le patron de conditions aux limites comprend un débit à l'amont du site et un niveau en aval ce qui représente une approche assez courante et reconnue. Dans ce cas, une première validation passe par la comparaison des niveaux d'eau. Dans le cas où une configuration niveau-niveau est utilisée, c'est par le débit simulé qu'on vérifie globalement le bon comportement avant d'examiner les résultats à l'échelle locale. La courbe de tarage en aval du modèle est très déterminante dans les deux cas de figure. Habituellement, la courbe de tarage est établie à l'aide de mesures de niveau d'eau prises simultanément avec des jaugeages permettant d'évaluer le débit au même moment. Quelques points d'observation sont requis pour caler la (les) courbe(s) recherchée(s). La nécessité de deux courbes est requise dans la configuration niveau-niveau. Dans la présente étude, la courbe de tarage (aval du domaine) a été établie en faisant usage d'un autre modèle, le logiciel HEC-RAS, une procédure inusitée en apparence tautologique et paradoxale (alimenter un modèle hydraulique détaillé avec un autre modèle simplifié) pour obtenir une information si déterminante à la frontière, car cet outil requiert lui-même l'imposition de conditions frontières et une calibration de coefficients de frottement. De plus, l'approche est basée sur l'hypothèse d'un écoulement hypothétique de profondeur normale, et faiblement varié, situation qui se retrouve habituellement dans un tronçon rectiligne de forme homogène (uniforme), ce qui ne semble pas le cas dans la situation présente où la frontière a été fixée immédiatement à

l'aval de la confluence de deux bras de rivière, le bras principal ouest (figure 5, p. 15) formant même une boucle de près de 180 degrés avec l'axe de la confluence.

Quel est le degré d'incertitude sur le niveau d'eau lié à l'approche retenue pour déterminer la condition frontière du modèle hydrodynamique 2D du tronçon à l'étude ?

Pourquoi l'approche par caractérisation directe de la courbe de tarage n'a-t-elle pas été utilisée pour établir la condition frontière ?

Réponse

Incertainitude quant au niveau d'eau

L'incertitude relative au niveau d'eau est jugée minimale en ce qui concerne l'utilisation de HEC-RAS pour estimer la condition à la limite aval du modèle. En effet, l'influence de la condition à la limite aval sur les niveaux d'eau est faible, étant donné la présence de rapides qui couvrent les deux tiers supérieurs du tronçon modélisé. Les niveaux d'eau dans la plus grande partie du site dépendent donc principalement du niveau d'eau dans les rapides et non de la limite aval.

Caractérisation directe de la courbe de tarage

Comme on le mentionne au paragraphe précédent, la condition à la limite aval n'a pratiquement aucune influence sur les conditions hydrodynamiques présentes dans la plus grande partie du tronçon modélisé, en raison de la présence de longs rapides. Il n'y a donc pas lieu de rechercher davantage de précision au moyen d'une courbe de tarage plus fine. La relation niveau-débit utilisée est basée sur la section réelle d'écoulement et est étalonnée à l'aide de deux débits connus. Cette méthode offre un degré de précision suffisant pour les besoins de l'étude. Il est à noter qu'une courbe de tarage n'aurait pas été plus précise si aucune mesure n'avait été prise en deçà de 14 m³/s et au-delà de 28 m³/s.

■ Question/Commentaire 19

Section 2.4.2.2, p. 20

Les courbes de calibration présentées à la figure 7 donnent une longueur de profil de 1 000 m pour le bras principal est, et de 735 m pour le bras ouest alors que, sur la carte de la figure 5 (p. 15), le bras principal ouest est définitivement le plus long compte tenu de sa sinuosité. À l'examen de ces graphiques, on constate des écarts de niveau d'eau de près de 25 cm à 400 m en aval de la frontière amont (sur le bras est d'après le graphique, plus probablement sur le bras ouest en admettant une erreur de désignation). En considérant les profondeurs à cet endroit qui se situent autour de 50 cm, l'erreur relative sur la profondeur serait typiquement de 50 % ce qui n'est pas négligeable. Une telle erreur est possiblement due à des carences du MNE à cet endroit, ou encore à une

mauvaise calibration des paramètres de résistance du modèle. De telles erreurs sont également observables ailleurs dans le domaine de simulation. À plus faible débit, la profondeur totale diminuant encore plus, l'erreur relative tendrait à devenir encore plus importante. Comparée aux indices de qualité de l'habitat, la gamme des profondeurs impliquée se situe au voisinage des valeurs optimales et toute déviation importante peut induire une erreur locale importante sur la valeur d'habitat. La vitesse d'écoulement étant elle-même dépendante des profondeurs, on peut également s'attendre à une erreur aussi significative pour cette variable.

Y aurait-il erreur sur la figure 7 quant à la désignation des graphiques présentés ?

A-t-on recherché une explication pour les écarts observés sur le niveau d'eau à l'endroit mentionné et ailleurs dans le domaine ?

De telles incertitudes peuvent-elles porter à conséquence sur l'estimation de la disponibilité d'habitats et conséquemment sur la valeur du débit réservé ?

Réponse

À un des points, on a effectivement constaté un écart plus significatif de niveau, mais il est de 19 cm et non de 25 cm. Au total, dans les deux bras de rivière, les différences de niveau ne sont égales ou supérieures à 10 cm qu'en seulement cinq endroits et, de façon générale, la moyenne des écarts sur les lignes d'eau est de l'ordre de 5 cm.

Figure 7

Une erreur d'édition s'est glissée à la figure 7 du rapport sectoriel sur les débits réservés écologiques (Groupe conseil GENIVAR, 2002), où sont présentés les résultats d'étalonnage. Les titres des courbes représentant les deux bras de rivière ont été inversés. Le bras le plus long est le « bras ouest » et non le « bras est ».

Écarts observés de niveau d'eau

Les écarts observés de niveau d'eau sont probablement dus à des imprécisions dans le modèle numérique de terrain. En effet, ces écarts se rattachent à des zones où la taille du substrat est importante (présence de nombreux blocs) et le lit très accidenté, ce qui occasionne des imprécisions dans les relevés bathymétriques et dans la représentation que peut en faire le modèle numérique de terrain.

Incertitude et conséquences éventuelles

Bien qu'on ait observé des écarts de niveau d'eau, ces derniers sont ponctuels et ont par conséquent peu d'effets sur l'évaluation globale des habitats.

Référence

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba, en aval du barrage. Étude d'impact.* Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 48 p. et ann.

Courbes de préférence par rapport aux courbes d'utilisation et choix des variables explicatives

■ Question/Commentaire 20

Dans la pratique, la modélisation des microhabitats s'effectue normalement à l'aide de courbes de préférence en fonction des variables abiotiques jugées déterminantes pour la sélection de leur territoire par les poissons aux différents stades de leur cycle de vie. Ces variables sont habituellement la vitesse de l'écoulement et la profondeur, c'est-à-dire, celles liées directement à la valeur du débit, ainsi que celles moins directement influencées par l'hydrologie mais nécessaires pour la sélection du territoire comme le substrat. À celles-ci peuvent éventuellement s'en ajouter d'autres comme par exemple la température ou le couvert végétal en rive, dont la valeur peut aussi être influencée par le débit et qui peuvent jouer un rôle important dans la disponibilité des habitats. À la limite, la présence d'espèces compétitrices ou prédatrices peut aussi influencer significativement l'utilisation de l'habitat par une espèce.

Étant donné que la régularisation des débits de la Pikauba aura une certaine influence sur la température des eaux, pourquoi cette variable n'a-t-elle pas été prise en considération, ne serait-ce que qualitativement dans l'analyse de la valeur d'habitat aux différentes phases du cycle de vie des espèces cibles considérées dans la modélisation ?

Réponse

Bien qu'on n'ait pas incorporé ce paramètre dans la modélisation bidimensionnelle (2D) des écoulements, on a considéré la température des eaux dans l'étude d'impact. Il faut se reporter à la section 4.2.3.4 du volume 2, qui traite des modifications du régime thermique causées par le projet, et à la section 5.2.3.4 du même volume, qui traite des impacts de ces modifications sur l'omble de fontaine.

En rivière, la température de l'eau est souvent répartie de façon uniforme dans la colonne d'eau. C'est notamment vrai dans un cours d'eau comme la Pikauba, caractérisé par un débit relativement faible et comportant plusieurs tronçons de rapides qui assurent le mélange des eaux. Comme la température varie peu à l'échelle du tronçon modélisé et

qu'elle est relativement peu dépendante du débit, il n'était pas pertinent d'inclure ce paramètre dans la modélisation 2D. Seules ont été retenues les variables largement dépendantes du débit, soit la profondeur, la vitesse du courant et, dans une moindre mesure, le substrat.

■ Question/Commentaire 21

Concernant le facteur substrat, différentes méthodes plus ou moins sophistiquées ont été essayées dans le passé pour lier cette variable à la valeur d'habitat, approches qui sous-tendent le mode d'expression de la variable (diamètre moyen, assemblage de classes granulométriques, etc.). Ces différents modes peuvent être traités de différentes façons pour obtenir une valeur d'habitat : avis d'expert sur la valeur d'un assemblage donné, histogramme d'utilisation par rapport au diamètre moyen, ou par rapport au diamètre de chaque classe prise individuellement et construction d'un indice global de substrat (l'approche utilisée pour Pikauba, voir p. 22)

Comment peut-on établir la valeur individuelle d'habitat de chaque classe de substrat présente dans le milieu alors que les observations de présence de poisson sont toutes en relation avec des assemblages ?

Le choix de calculer l'indice de base du substrat à partir d'une moyenne arithmétique des diamètres de l'assemblage pondérée par le % de préférence est-il une innovation ou est-ce supporté par la bibliographie ?

Réponse

Valeurs d'habitat des classes de substrat

Il est d'usage de présenter la valeur individuelle de chaque classe de substrat dans les modèles d'habitat. À ce sujet, le lecteur intéressé est invité à consulter les modèles d'habitat produits pour de nombreuses espèces de poisson par l'Instream Flow Group du US Fish and Wildlife Service entre 1976 et 1985.

Toutefois, dans la documentation consultée, la procédure suivie pour l'obtention de l'indice de base pour chaque classe de substrat est peu détaillée. La démarche décrite dans le rapport sectoriel sur les débits réservés (Groupe conseil GENIVAR, 2002) n'a pas, selon les connaissances du promoteur, été suivie dans d'autres études.

L'indice spécifique du substrat n'a pas été calculé à partir d'une moyenne arithmétique des diamètres de l'assemblage, pondéré par le pourcentage de préférence. D'abord, la valeur individuelle de chaque classe granulométrique a été obtenue à partir d'une analyse de la fréquence d'observation de cette classe granulométrique dans les descriptions d'habitat notées lors des inventaires de nids, de juvéniles et d'adultes. Ensuite, la valeur accordée pour le substrat en un point donné a été calculée de la manière décrite à la page 22 du rapport sectoriel.

Référence

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba, en aval du barrage. Étude d'impact.* Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 48 p. et ann.

■ Question/Commentaire 22

Les courbes de préférence sont établies en tenant compte de la disponibilité des conditions abiotiques dans le milieu et de leur utilisation actuelle par la population cible, ces variables étant caractérisées sur le terrain. L'échantillon de données pour ce faire est construit à l'aide d'observations abiotiques aux sites de présence et/ou d'absence de poissons réalisées selon une distribution aléatoire ou systématique de placettes dans le site d'étude. Si la démarche ne tient pas compte de la disponibilité des conditions abiotiques dans le milieu, on en déduit alors des courbes d'utilisation qui reflètent en partie la valeur d'habitat mais ne sont pas considérées aussi représentatives que les courbes de préférence. Par ailleurs, de nouvelles approches multivariées ont été proposées récemment dans la bibliographie faisant notamment usage de régressions logistiques, approches qui procurent des résultats très supérieurs aux courbes de préférence aux étapes de validation du modèle biologique. Un des avantages constatés des régressions logistiques est de tenir compte de l'interdépendance des variables abiotiques dans la construction du modèle ce que ne permet pas l'approche par courbes de préférence. Par contre, cette nouvelle méthode ne fait pas encore partie de la pratique reconnue dans le milieu bien que soutenue par une solide bibliographie.

Pourquoi les auteurs de l'étude ont-ils choisi de baser l'évaluation de la disponibilité d'habitats sur des courbes d'utilisation plutôt que sur des courbes de préférence ou mieux encore sur des régressions logistiques pour quantifier la disponibilité des habitats d'alimentation des salmonidés en aval de l'ouvrage Pikauba ?

Réponse

De l'avis du promoteur, les courbes d'utilisation présentées dans le rapport sectoriel sur les débits réservés (Groupe conseil GENIVAR, 2002) sont valables, tant pour la reproduction que pour l'alimentation, car elles sont basées sur un échantillonnage *quasi exhaustif*. Dans le cas de la reproduction, on a inventorié les nids sur tout le tronçon étudié de la rivière Pikauba, soit du PK 62 jusqu'à l'embouchure. On a parcouru le cours d'eau de l'amont vers l'aval en plongée (apnée) ou en canot, et on a dénombré et décrit tous les nids aperçus. Dans le cas du modèle d'alimentation, l'inventaire a porté sur le tronçon qui a servi à la modélisation hydrodynamique. On a échantillonné tout le site au moyen d'une pêche à la ligne (mouche), et les conditions de vitesse, de profondeur et de substrat ont été décrites à tous les endroits où des ombles de fontaine ont été capturés.

Pour ces raisons, les courbes d'utilisation obtenues pour la reproduction et l'alimentation de l'omble de fontaine dans la Pikauba sont parfaitement représentatives.

En ce qui concerne la régression logistique (Guay et coll., 2000), elle a été développée très récemment et elle était à peine connue au moment où la présente étude a débuté. C'est pourquoi il n'a pas été prévu de l'appliquer au projet Kénogami. Cette approche présente en effet certains avantages et il serait souhaitable de la retenir dans les prochaines études de débits réservés. En revanche, il ne serait pas possible de l'appliquer aux données recueillies au cours de la présente étude, car elle n'est pas compatible avec les méthodes suivies pour décrire et inventorier l'habitat de l'omble de fontaine.

Par ailleurs, la plus grande représentativité des courbes de préférence doit être nuancée. Les courbes de préférence ne sont pas la seule façon de décrire l'habitat d'une espèce donnée à un stade particulier de son cycle vital. Selon Bovee (1986), il existe quatre types de modèles d'habitat, appelés modèles de catégories I, II, III et IV par commodité.

Les modèles de catégorie I sont basés exclusivement sur des avis d'expert ou sur une revue de la documentation scientifique. C'est le type de modèle à la fois le plus simple et le plus courant dans les études de type IFIM (*instream flow incremental methodology*; Bovee, 1986).

Les modèles de catégorie II s'appuient sur l'analyse des fréquences d'observation d'une espèce dans différentes conditions du milieu. Des courbes sont ajustées sur les sommets de l'histogramme des fréquences d'observations. Elles décrivent l'utilisation d'un milieu par une espèce donnée. C'est ce qui a été fait dans le cas de la rivière Pikauba.

Les modèles de catégorie III sont également basés sur une analyse de fréquence d'observations et, de surcroît, ils tiennent compte de la disponibilité des habitats présents. La fréquence d'utilisation d'un type de condition par une espèce donnée est divisée par sa fréquence de disponibilité dans le milieu étudié afin d'obtenir la préférence de l'espèce.

Enfin, les courbes de catégorie IV considèrent l'habitat comme étant l'interaction de plusieurs variables et fait appel à des analyses multivariées. À la connaissance du promoteur, ce type de modèle est pour ainsi dire inexistant dans la documentation scientifique, car il n'a pas fait l'objet de beaucoup de recherche et de développement jusqu'à présent.

En ce qui a trait à la préférence, elle est définie comme étant l'utilisation divisée par la disponibilité ($P = U/D$). Or, une telle opération mathématique doit s'appuyer sur une certaine quantité de données, sinon elle peut aboutir à des aberrations, comme celle de créer des phénomènes d'ondulation à l'extrémité des courbes d'habitat. Dans le cadre du présent projet, on n'a pas recueilli suffisamment de données pour pouvoir effectuer ce type de calcul et on a préféré s'en tenir à des courbes d'utilisation. D'ailleurs, les concepteurs de l'IFIM (dont Bovee, 1986), sont clairs à ce sujet : ils considèrent qu'il est souhaitable d'utiliser des modèles de catégorie III et même IV, mais ils admettent qu'il

ne s'agit aucunement d'une obligation. À défaut de disposer de suffisamment d'information, on s'en tiendra à un modèle plus simple. En effet, il vaut mieux bâtir un modèle relativement simple, mais bien fait, que de tenter de créer un modèle plus sophistiqué et risquer ainsi de trahir la réalité.

Références

Bovee, K.D. 1986. *A guide for stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology*. Instream flow information paper n° 12 (FWS/OBS-82/26). Washington, US Fish and Wildlife Service.

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba, en aval du barrage. Étude d'impact*. Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 48 p. et ann.

Guay, J.-C., D. Boisclair, D. Rioux, M. Leclerc, M. Lapointe et P. Legendre. « Development and validation of numerical habitat models for juveniles of Atlantic salmon (*Salmo salar*) ». *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, n° 5, p. 2065-2075.

Procédures de validation en modélisation des habitats

■ Question/Commentaire 23

De façon générale, la pratique de la modélisation, quel que soit le domaine d'application, laisse entière liberté au modélisateur quant aux choix des modes de représentation des variables indépendantes et de leur traitement en vue de reproduire le comportement des variables dépendantes. L'important est de pouvoir démontrer en bout de ligne que l'approche est efficace : c'est l'étape de la validation. Si la validation est convaincante, les choix réalisés pour y arriver deviennent bien moins discutables dans la mesure où l'on assure de rester dans les limites du domaine de validité de l'approche retenue. Pour ce faire, les formalismes choisis, leur paramétrisation et l'ajustement des paramètres peuvent comporter des doses importantes d'arbitraire à condition cependant que le résultat soit probant. Il est nécessaire pour réaliser cette approche de disposer de jeux de données en nombre suffisant (minimum 2) pour au moins distinguer l'étape de calibration du modèle des étapes ultérieures de validation. Le domaine de validité doit aussi être délimité car un modèle peut difficilement être jugé extrapolable si l'on ne dispose pas d'une argumentation solide (postulats) pour supporter l'extension du modèle dans le domaine d'extrapolation.

Au-delà des choix méthodologiques effectués à toutes les étapes du processus, la modélisation des habitats d'alimentation en aval de l'ouvrage principal de Pikauba a-t-il fait l'objet d'une étape de validation afin de démontrer le bien-fondé des choix réalisés ? Laquelle ? Quels en sont les résultats ?

Réponse

Voir la réponse à la question 12.

Logique du choix des débits réservés à partir de modèles

■ Question/Commentaire 24

La détermination d'un débit réservé à partir de courbes de disponibilité d'habitat en fonction du débit est loin de représenter un « état de l'art » homogène dans la communauté scientifique et plusieurs approches de gestion ont été proposées. La prise en considération de l'hydrologie existante ou modifiée par la régularisation représentent évidemment une donnée fondamentale pour former un jugement. Le choix d'un débit particulier parmi l'ensemble des possibilités du régime d'écoulement est davantage le résultat d'une appréciation de la réponse écologique du milieu que d'une décision formelle. C'est pourquoi, compte tenu de l'incertitude du processus, une telle décision doit être prise en fonction de sa fréquence d'utilisation et de l'ensemble de la situation réelle qui adviendra suite à la mise en place des aménagements. Quand on considère les hydrogrammes résultants aux différents sites d'étude situés entre l'ouvrage principal et l'embouchure de la Pikauba, on se rend compte que la régularisation proposée nécessite très rarement le recours aux débits réservés, ce qui limite considérablement les craintes liées aux incertitudes de la démarche. Ainsi, au site du PK 30,2 (figure 16, p. 43), l'hydrogramme résultant en été se confond pratiquement avec l'hydrogramme naturel la très grande majorité du temps et le débit réalisé se situe nettement dans la gamme des valeurs optimales de disponibilité de l'habitat. Cependant, cette situation particulièrement favorable à l'application de modèles ne saurait faire oublier d'autres situations ou projets où les règles de débits réservés devraient être mobilisées beaucoup plus souvent. L'adoption sans questionnement de la présente proposition pourrait créer un dangereux précédent pour les projets conçus pour une exploitation « en pointe » et il apparaît nécessaire de mieux justifier l'approche retenue pour le présent projet.

Comment justifie-t-on écologiquement l'hypothèse d'équivalence exacte entre deux valeurs égales de disponibilité d'habitats rencontrées de part et d'autre de la valeur optimale de la courbe de disponibilité d'APU en fonction du débit ?

Dans des conditions équivalentes aux apports naturels observés antérieurement, quelle serait la fréquence d'utilisation par année et pour chaque phase des débits réservés selon le mode d'exploitation proposé ?

Réponse

Hypothèse d'équivalence exacte

Les modélisations effectuées jusqu'à présent dans plusieurs rivières du Québec, notamment la Moisie et l'Ashuapmushuan, montrent qu'à fort débit les meilleurs habitats se trouvent près de la rive et qu'à faible débit ils se trouvent plus près du talweg. À un débit intermédiaire, les habitats sont répartis à la fois dans le talweg et près des rives. Ainsi, les débits intermédiaires sont généralement les débits optimaux, auxquels correspondent le maximum d'habitats disponibles. Les habitats se déplacent donc avec le débit. Ce phénomène a d'ailleurs été décrit et évalué mathématiquement par Leclerc et ses collaborateurs (1994) à propos de l'habitat des ouananiches juvéniles de la rivière Ashuapmushuan. C'est sur cette base que s'appuie l'hypothèse d'équivalence exacte entre les débits et les habitats disponibles.

Fréquence d'utilisation des débits réservés

Il n'y a pas eu d'analyse hydrologique ayant pour but d'évaluer la fréquence d'utilisation des débits réservés écologiques par année et pour chaque phase biologique considérée. Toutefois, la figure 16 du rapport sectoriel sur les débits réservés (Groupe conseil GENIVAR, 2002) montre de façon éloquent que ces derniers ne seront presque jamais atteints durant l'exploitation, car le débit de la rivière sera presque toujours plus élevé.

Références

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba, en aval du barrage. Étude d'impact.* Rapport sectoriel préparé pour Hydro-Québec. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 48 p. et ann.

Leclerc, M., P. Boudreau, J. Béchara, L. Belzile et D. Villeneuve. 1994. « Modélisation de la dynamique de l'habitat des jeunes stades de saumon atlantique (*Salmo salar*) de la rivière Ashuapmushuan (Québec, Canada) ». *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, n° 332, p. 11-32.

Dynamique sédimentologique

■ Question/Commentaire 25

La plupart des projets de régularisation à des fins hydroélectriques ou de contrôle des crues exceptionnelles prévoient l'écrêtement des pointes de débit et le stockage temporaire des apports correspondants, ce qui permet une utilisation plus efficace de la ressource et la protection contre les dommages d'inondation. Cependant, la morphologie des cours d'eau et la composition granulométrique des substrats présents dans le lit du cours d'eau dépendent en bonne partie de débits de crues (débits formateurs) qui contribuent à l'apport de nouveaux matériaux et au nettoyage des sédiments et alluvions déposés lors d'événements antérieurs (débits d'entretien). Dans la méthodologie de modélisation des microhabitats, la relation de dépendance entre le débit et les variables abiotiques ne concerne que la vitesse et la profondeur, la nature du substrat étant considérée comme invariante. Cette hypothèse sous-jacente n'est pas toujours explicitée ; elle nécessite pourtant d'être vérifiée car toute dérive dans la composition granulométrique des substrats pourrait invalider l'ensemble de la démarche visant la protection des habitats. Dans le cas présent, il ne semble pas que cette préoccupation ait été identifiée comme significative au point de recevoir un quelconque traitement dans l'étude d'impact et dans les propositions de contraintes à la régularisation. Dans d'autres situations cependant, il pourrait s'avérer nécessaire de tenir compte de la dynamique saisonnière des écoulements afin de prémunir contre un ensablement excessif des substrats qui peut s'avérer dommageable pour des fonctions vitales (fraie, incubation des œufs, alimentation) des espèces présentes ou des maillons inférieurs de la chaîne alimentaire.

Le régime d'écoulement proposé permettra-t-il de maintenir la qualité des substrats et dans l'incertitude, des mesures de suivi ont-elles été prévues pour s'en assurer ?

En cas de défaut du mode d'exploitation proposé d'assurer le maintien de la qualité des substrats présents, des règles de gestion additionnelles relatives au débit d'entretien ont-elles été envisagées ?

Réponse

Compte tenu des caractéristiques du projet, on n'a pas à craindre de modification importante de la composition du substrat dans la rivière, tel que l'ensablement des aires de fraie. Comme le montre la figure 16 du rapport sectoriel sur les débits réservés (Groupe conseil GENTVAR, 2002), la rivière Pikauba sera soumise durant l'exploitation à des crues et à des étiages d'une ampleur presque égale à ceux qui prévalent actuellement. Il n'est donc pas nécessaire de prévoir des règles de gestion particulières pour assurer le maintien de la qualité des substrats.

Référence

Groupe conseil GENIVAR. 2002. *Régularisation des crues du bassin versant du lac Kénogami. Détermination des débits réservés écologiques dans la rivière Pikauba, en aval du barrage. Étude d'impact. Rapport sectoriel* préparé pour Hydro-Québec. Québec, Groupe conseil GENIVAR. 48 p. et ann.