

RESPECTER LA VARIABILITÉ NATURELLE
POUR UNE GESTION DURABLE DES RESSOURCES AQUATIQUES

Alain Patoine, candidat Ph.D.

Anne-Marie Blais, candidate M.Sc.

Marie-Hélène Forget, candidate M.Sc.

Sébastien Lamontagne, Ph.D.

Jérôme Marty, candidat M.Sc.

Département de Sciences biologiques
Université de Montréal

Mémoire remis au Bureau des audiences publiques sur l'environnement
dans le cadre des audiences publiques
sur la Gestion de l'eau au Québec

25 novembre 1999

Table des matières

Résumé.....	3
Introduction	4
Caractéristiques du régime hydrologique naturel.....	4
Effets des barrages sur le régime hydrologique	6
Règlements pour la gestion des barrages hydroélectriques au Québec.....	8
Restauration de l'intégrité écologique des rivières aménagées.....	9
Intégration du concept de la variabilité naturelle à la gestion des ressources aquatiques.....	10
L'aménagement adaptatif.....	11
Conclusion.....	12
Remerciements.....	13
Figure 1: Débits mensuels et annuels de la rivière Manicouagan.....	14
Bibliographie.....	15

Résumé

Le régime de variabilité naturelle façonne la structure et la diversité des écosystèmes. Malheureusement, l'utilisation de la ressource en eau semble souvent incompatible avec la variabilité inhérente des milieux naturels. En utilisant l'exemple du contrôle des débits des rivières par les barrages, nous démontrons pourquoi les écosystèmes peuvent être affectés lorsque l'on change ou restreint leur régime de variabilité naturelle. Dans le cadre de la gestion de l'eau au Québec, nous proposons une méthode d'utilisation de cette ressource qui tient compte du régime de variabilité naturelle. Nous croyons que cette approche permettrait l'utilisation de la ressource en eau tout en minimisant les impacts sur l'environnement.

Introduction

Le Québec a toujours compté sur ses abondantes ressources naturelles pour son développement social et économique (DeBresson et al., 1986). L'exploitation de ces ressources a contribué au bien-être de la société, mais a également entraîné, entre autres choses, un changement dans la variabilité naturelle de nombreux processus. Dans ce mémoire, nous désirons faire valoir l'importance de cette variabilité naturelle, que nous pouvons simplement définir comme l'ensemble des fluctuations dans le temps d'une quantité qui caractérise un habitat. Par exemple, la récurrence des feux de forêt naturels est plus variable que celle, planifiée, des coupes forestières. De façon concomitante, la variabilité en âge et en espèces d'arbres d'une forêt non exploitée est plus variable que celle d'une forêt soumise à un cycle régulier de coupe (Bergeron et al., 1998). L'industrie forestière commence d'ailleurs à s'inspirer de la variabilité de récurrence des feux de forêt naturels et de ses effets pour gérer ses territoires de façon durable (Réseau sur la gestion durable des forêts, 1998).

Comme dans le cas des ressources forestières, la gestion de l'eau s'est souvent accomplie sans aucune considération de la variabilité naturelle des écosystèmes. Nous proposons que l'élaboration d'une politique sur la gestion de l'eau devrait inclure, dès le départ, la notion de respect de la variabilité naturelle. En utilisant l'exemple de l'effet des barrages sur le débit des rivières, nous ferons valoir l'importance de la variabilité naturelle dans le maintien de l'intégrité des écosystèmes aquatiques. Nous proposerons également une approche de gestion, basée sur le respect de la variabilité naturelle, qui pourrait minimiser les impacts du développement sur les écosystèmes.

Caractéristiques du régime hydrologique naturel

Le débit est défini comme le volume d'eau passant en un point donné d'une rivière par unité de temps. Le débit d'une rivière varie naturellement à différentes échelles de temps: heure, jour, mois, année. On peut définir le régime hydrologique d'une rivière à partir de l'amplitude, de la fréquence et de la prévisibilité de ces changements de débits.

Au Québec, les rivières sont caractérisées par la présence d'une crue printanière et parfois automnale, ainsi qu'un étiage prolongé en été et en hiver. Même si les périodes de crues et d'étiages sont généralement prévisibles, leur amplitude varie fortement d'une année à l'autre. La dynamique naturelle des débits est unique pour chaque rivière car, elle dépend du climat local et des propriétés géomorphologiques de leur bassin versant.

Le régime hydrologique (amplitude, fréquence et prévisibilité du débit) est une caractéristique fondamentale de l'écologie des rivières (Poff et al., 1997). Du point de vue géomorphologique, la fonction des rivières est d'acheminer l'eau et les sédiments des continents vers les océans. Les caractéristiques physiques des rivières, telles la pente, la sinuosité, ou la forme du lit, ne sont pas l'effet du hasard mais bien d'un équilibre fragile entre l'énergie disponible pour transporter les sédiments, la quantité, et le type de sédiment à transporter (Bloom, 1991). Les crues sont déterminantes pour une rivière car c'est durant ces périodes que la majeure partie du travail d'érosion, de transport, et de redistribution des sédiments peut être accomplie. Les sédiments fins (argiles et limons) sont mis en suspension, tandis que les sédiments plus grossiers (sables et graviers) sont déplacés plus graduellement par roulement sur le fond du chenal. Le chenal d'une rivière n'est donc pas une structure fixe dans l'espace et dans le temps, mais bien constamment en mouvement, avec des zones où les sédiments s'accumulent et d'autres où ils sont érodés (Bloom, 1991; Payne et Lapointe, 1997).

Le régime hydrologique détermine également la structure de la zone de transition entre l'écosystème aquatique et terrestre, ou plaine inondable (Landry, 1997). Cette zone sera inondée à divers degrés lors de crues. La plaine inondable est structurée dans l'espace en fonction de la récurrence de crues de différentes hauteurs. Par exemple, la limite des hautes eaux naturelles est définie comme celle ayant une récurrence d'inondation de 2 ans (Landry, 1997).

Le cycle de vie des plantes et des animaux aquatiques et riverains est étroitement synchronisé aux variations naturelles du régime hydrologique (Poff et al., 1997). Par exemple, le saumon atlantique utilise les crues printanières comme signal pour remonter

les cours d'eau et frayer (Trépanier et al., 1996). D'autres espèces de poisson, comme la perchaude et le brochet, utilisent les zones inondées comme sites de ponte (Holland, 1986). De même, certaines espèces d'oiseau utilisent ces zones comme aire de nidification et halte migratoire (exemple du lac Saint-François; Gillespie et al., 1991). L'alternance des périodes de crue et d'étiage est essentielle au maintien de la communauté des plantes riveraines. Par exemple, sur les berges de plusieurs rivières albertaines, les populations de peuplier ne peuvent se régénérer que sous des conditions bien spécifiques de crue et de récession des eaux (Rood et Mahoney, 1990). Une grande diversité d'habitats dans le temps et dans l'espace font des rivières et de leur plaine inondable des régions extrêmement diverses et productives du point de vue biologique (Poff et al., 1997).

Effets des barrages sur le régime hydrologique

Nous utiliserons l'exemple de la rivière Manicouagan pour démontrer quelques effets des barrages sur le régime hydrologique des rivières (Figure 1). Avant la mise en opération de barrages sur cette rivière, le régime hydrologique était caractérisé par une importante crue printanière, variable en amplitude d'année en année, ainsi que par des étiages prolongés en été et en hiver. Durant les premières années de l'opération des barrages, le débit moyen annuel a fortement diminué pour permettre la mise en eau des réservoirs (voir période 1965 à 1971). Même si les débits annuels moyens sont revenus près de la normale après la période initiale de mise en eau, la dynamique naturelle des étiages et des crues a été éliminée, voire renversée. Les crues printanières ont fortement diminué, ou disparu, car les réservoirs captent maintenant les eaux résultant de la fonte des neiges (Figure 1b). Alors qu'en condition naturelle les débits étaient faibles durant la période hivernale, l'opposé se produit maintenant pour satisfaire la demande en électricité par temps froid. L'exemple de la rivière Manicouagan démontre clairement que les barrages changent fondamentalement la variabilité annuelle et inter-annuelle du débit des rivières.

Les effets de l'installation de barrages sur les propriétés géomorphologiques des rivières ont été peu étudiés au Québec. De par les travaux réalisés ailleurs, on sait que les réservoirs captent la majorité des sédiments transportés par les rivières. Ceci peut entraîner l'érosion du chenal en aval du barrage par manque d'apport de nouveaux sédiments. Plus loin en aval, les sédiments fins apportés par les tributaires tendront à s'accumuler dans le lit de la rivière en l'absence de crues pour les déplacer. Également, l'absence de crues importantes isole la rivière de sa plaine inondable. La régularisation des débits peut avoir des effets considérables sur les propriétés géomorphologiques des rivières (Poff et al., 1997).

La modification du régime hydrologique des rivières a des conséquences sur la biodiversité et la productivité biologique, notamment par la dégradation de la qualité de certains habitats. Par exemple, dans certaines rivières régulées l'accumulation de sédiments fins dans les graviers nuit à certains organismes, tels les alevins de saumon, qui ont besoin d'un habitat bien oxygéné pour se développer. La perte de crues isole la rivière de ses milieux humides riverains, entraînant la dégradation de ces derniers. Le fleuve Saint-Laurent, par exemple, était autrefois bordé de marais sur la plus grande partie de sa longueur. La plupart de ces marais ont été drainés et asséchés ou isolés par des digues construites pour empêcher l'écoulement des eaux ou améliorer la navigabilité du fleuve (Gillespie et al., 1991). Il est important de souligner que les rivières et les zones riveraines supportent des centaines, voire des milliers, d'espèces de plantes et d'animaux au Québec. Cependant, les effets de la régularisation des débits n'ont été étudiés que pour certaines d'entre elles. Par manque de temps et de ressources, on ne connaîtra probablement jamais les impacts de la régularisation des débits sur la plupart de ces espèces. De manière générale, régulariser les fluctuations des niveaux d'eau d'une rivière entraîne une perte de l'hétérogénéité spatiale et temporelle des habitats et, par conséquent, une perte de biodiversité.

Les espèces ne peuvent pas *s'adapter* aux changements abrupts d'un régime hydrologique, comme dans le cas de la rivière Manicouagan. Le processus d'adaptation par la sélection naturelle est graduel et s'étend sur une échelle de milliers ou de millions

d'années. C'est pourquoi, suite à une perturbation, certaines espèces peuvent disparaître et être remplacées par d'autres mieux adaptées aux nouvelles conditions. Les espèces natives qui persistent suite à une perturbation le font parce qu'elles peuvent *tolérer* les nouvelles conditions.

Règlements pour la gestion des barrages hydroélectriques au Québec

Au Québec, l'aménagement des rivières régulées se fait principalement en établissant un débit minimum (ou *débit réservé*) que doivent relâcher les barrages. Au Québec, ces débits minimaux sont principalement établis par le biais de la norme 7Q2, soit la moyenne des deux étiages les plus sévères observés pendant sept jours consécutifs. Depuis avril 1999, Faune et Parcs Québec s'est doté d'une politique de débits réservés basée sur les conclusions de l'étude de Belzile et al. (1997) (Faune et Parcs, 1999). Cette politique établit, entre autres, une différenciation dans le temps du débit réservé à respecter en fonction de l'utilisation du tronçon de la rivière aménagée par des espèces de poissons d'intérêt économique ou autre (ex. le saumon). Par exemple, si dans un tronçon donné des espèces de poisson « importantes » vont frayer au printemps et au début de l'été, le débit minimum à respecter serait la moitié du débit moyen observé pendant cette période en condition naturelle (la norme 0,5 QMP) (Belzile et al., 1997). En hiver, la norme de débit minimum serait 0,25 QMA, c'est-à-dire, le quart du débit moyen annuel observé pendant 20 ans (Belzile et al., 1997). En l'absence d'espèces jugées « importantes » le débit minimum à respecter serait la moitié du débit annuel moyen.

La politique de débits réservés de Faune et Parcs (1999) est un premier pas vers l'intégration du concept de la variabilité naturelle dans l'établissement de débits à respecter. Cependant, ces normes de débits minimaux, même lorsque appliquées correctement, ne sont pas efficaces pour protéger l'intégrité des rivières (Poff et al., 1997). De plus, il semble que, présentement, les normes de débits réservés ne sont fréquemment pas respectées (Francoeur, 1999). L'inefficacité de ces normes est liée au fait qu'elles reposent exclusivement sur des moyennes. La réglementation des débits

basée sur les moyennes ne préserve pas l'intégrité de la variabilité naturelle et, par conséquent, l'intégrité écologique des rivières.

Restauration de l'intégrité écologique des rivières aménagées pour la production d'électricité

Aux États-Unis, la crue printanière de la rivière Colorado a été restaurée partiellement en mars 1996, alors qu'elle avait complètement disparue depuis la construction du barrage hydroélectrique Glen Canyon en 1963 (Poff et al., 1997). Cette crue, même si elle n'a duré qu'une semaine et n'a représenté qu'un tiers du débit « normal » d'une crue printanière avant la mise en eau du barrage, a eu un effet considérable (et rapide) sur la géomorphologie du cours d'eau ; avec la crue, la rivière Colorado, qui est très chargée en sédiments, a augmenté la superficie de ses berges (bancs de sable) qui avait passablement diminué avec la colonisation d'une espèce exotique de cèdre. Malheureusement, il est encore trop tôt pour connaître les effets de cette crue contrôlée sur les populations de poissons et la végétation riveraine (Poff et al., 1997). Encore aux États-Unis, les efforts pour préserver les stocks de saumons des rivières Columbia et Snake (Washington) ont forcé des changements dans l'opération des barrages hydroélectriques installés sur ces rivières. Le principal changement apporté à l'opération de ces barrages a été d'entreposer moins d'eau au printemps et durant l'été de façon à faciliter la migration des jeunes saumons vers le Pacifique (Reichenbach et Hankey, 1996). Au Québec, la production de crues artificielles est présentement considérée pour nettoyer les frayères de certaines rivières à saumon des sédiments fins accumulés depuis la mise en eau des barrages (M. Lapointe, Département de Géographie, Université McGill, communication personnelle).

Ainsi, l'importance de redonner aux rivières harnachées une partie de leur variabilité naturelle semble être de plus en plus reconnue. Par ailleurs, les exemples américains ci-dessus suggèrent qu'il est possible d'atteindre un équilibre entre les pertes de revenus provenant de la baisse de la production d'hydro-électricité et les bénéfices encourus par la récupération de certaines propriétés naturelles des rivières restaurées; par

exemple, l'augmentation de la production du saumon ou d'autres espèces d'importance économique, ou la récupération d'espèces natives qui étaient en voie d'extinction.

Le Québec est choyé par l'abondance de ses ressources hydroélectriques qui lui donne accès à une source d'énergie peu coûteuse, renouvelable, et émettant relativement peu de gaz à effet de serre. Cependant il est possible, à la lumière des exemples précédents, d'améliorer la gestion actuelle des barrages hydroélectriques dans une perspective de développement durable, ce qui sous-entend que – autant que possible – le régime hydrologique naturel des rivières aménagées soit respecté.

Intégration du concept de la variabilité naturelle à la gestion des ressources aquatiques

Pour une gestion durable des ressources aquatiques, les projets d'aménagement ou d'exploitation devraient opérer à l'intérieur de la fourchette de variabilité naturelle des écosystèmes. Différentes étapes précèdent l'atteinte de cet objectif (Poff et al., 1997; Cole et Landres, 1996). La première étape consisterait à identifier les variables maîtresses qui caractérisent la structure d'un milieu donné. Le débit d'une rivière est un exemple d'une variable qui remplit cette fonction. La deuxième étape serait de caractériser la variabilité naturelle des variables maîtresses. Dans le cas du régime hydrologique, il faudrait déterminer les propriétés telles que, l'amplitude, la fréquence, et la prévisibilité des changements de débits.

Il est reconnu que plusieurs années d'observation sont requises pour établir le régime hydrologique naturel. Le débit d'une rivière varie sur de courtes périodes de temps (heure, jour) mais aussi sur des périodes de temps relativement longues (années, décades). Des mesures de débit ne seront pas, bien entendu, disponibles pour chaque rivière qui fera l'objet d'un projet d'aménagement. Cependant, il existe différents moyens de contourner cet obstacle. Par exemple, il est possible, par des méthodes statistiques, d'extrapoler les données historiques de débit d'une rivière aux autres rivières appartenant à la même région géographique (Poff et al., 1997). Ainsi, l'absence de

données pour une rivière, ou tout autre écosystème, ne doit pas constituer un frein au respect de sa variabilité naturelle dans le cadre de sa gestion.

Il est essentiel de préserver des écosystèmes types pour chaque région géographique distincte du Québec. C'est la caractérisation du régime de variation naturelle des cours d'eau et des autres composantes du milieu dans ces aires protégées qui permettra d'établir une référence en comparaison de laquelle la gestion des ressources dans des aires exploitées pourra ce faire. Aussi, il sera possible d'ajuster les aménagements actuels en fonction des tendances à long terme de la variabilité naturelle (ex. réchauffement climatique). La protection de différents milieux types à l'intérieur de zones protégées est un moyen efficace, selon le ministère des Ressources naturelles du Québec (1996), de conserver la faune et la flore spécifiques à ces milieux.

L'aménagement adaptatif

Une fois les variables maîtresses identifiées et la fourchette de leur variabilité naturelle caractérisée, l'étape suivante serait de développer une nouvelle approche de gestion des ressources aquatiques qui intégrerait la notion de respect de la variabilité naturelle. Dans le cas des rivières, il s'agirait de préserver – autant que possible – la périodicité des crues et des étiages ainsi que leur variabilité en amplitude d'année en année. Ceci diffère de l'approche actuellement préconisée qui définit les débits réservés principalement sur la *moyenne* de débits mensuels ou annuels.

Notre approche pourrait accroître le coût de l'utilisation des ressources naturelles. Par exemple, si les réservoirs captent une plus petite proportion des eaux de la fonte des neiges pour permettre une crue printanière, moins d'électricité pourra être produite l'hiver suivant. Cependant, ces coûts devront être comparés avec les bénéfices qu'en retirera l'environnement et la société. Il n'est probablement pas possible de préserver intégralement la fourchette de variabilité naturelle une fois qu'un écosystème est aménagé. Cependant, une gestion judicieuse, flexible et imaginative permettra de maximiser les bénéfices pour l'environnement tout en minimisant les coûts pour

l'industrie. Une approche de ce type est désignée par l'expression aménagement adaptatif.

Un exemple d'aménagement adaptatif est la tentative de restauration de la rivière Colorado par la crue artificielle mentionnée précédemment. Dû à la complexité de ce système, les effets de cette crue ne pouvaient être complètement prévisibles. Les effets de la crue sur le milieu et les organismes ont été (et sont encore) minutieusement répertoriés. Les résultats de cette expérience serviront à guider les actions futures de gestion et de restauration.

Vu la multitude des espèces et des interactions entre celles-ci, on ne peut espérer prédire tous les changements qui surviendront à la suite d'une altération fondamentale de l'environnement. Préserver l'habitat, en maintenant autant que possible le régime de variabilité naturelle, est la seule approche qui puisse assurer que les impacts de l'exploitation des ressources naturelles seront minimisés.

Conclusion

Nous avons utilisé en guise d'exemple l'effet de barrages sur la variabilité naturelle du débit des rivières. Il est évident que d'autres facteurs, telles que les différentes utilisations du territoire, peuvent également affecter le régime hydrologique des rivières. Il importe donc de tenir compte de l'impact cumulatif de l'ensemble des facteurs anthropiques qui peuvent affecter le régime hydrologique lors de l'aménagement des rivières. L'approche proposée pour les rivières est également valable pour les autres ressources aquatiques, telles les lacs et les aquifères.

Les ressources en eau au Québec dépassent en quantité et en qualité celles de nombreux autres pays. Le Québec devrait agir en chef de file en matière de gestion de l'eau en intégrant dans sa politique et en appliquant dans les faits la notion de respect de la variabilité naturelle lors de l'exploitation de cette ressource.

Remerciements

Ce mémoire fut inspiré d'une présentation du Dr. Richard Carignan aux audiences publiques du BAPE sur la gestion de l'eau durant l'été 1999. Nous tenons également à remercier M. Jean-Pierre Drapeau pour les documents qu'il nous a fournis.

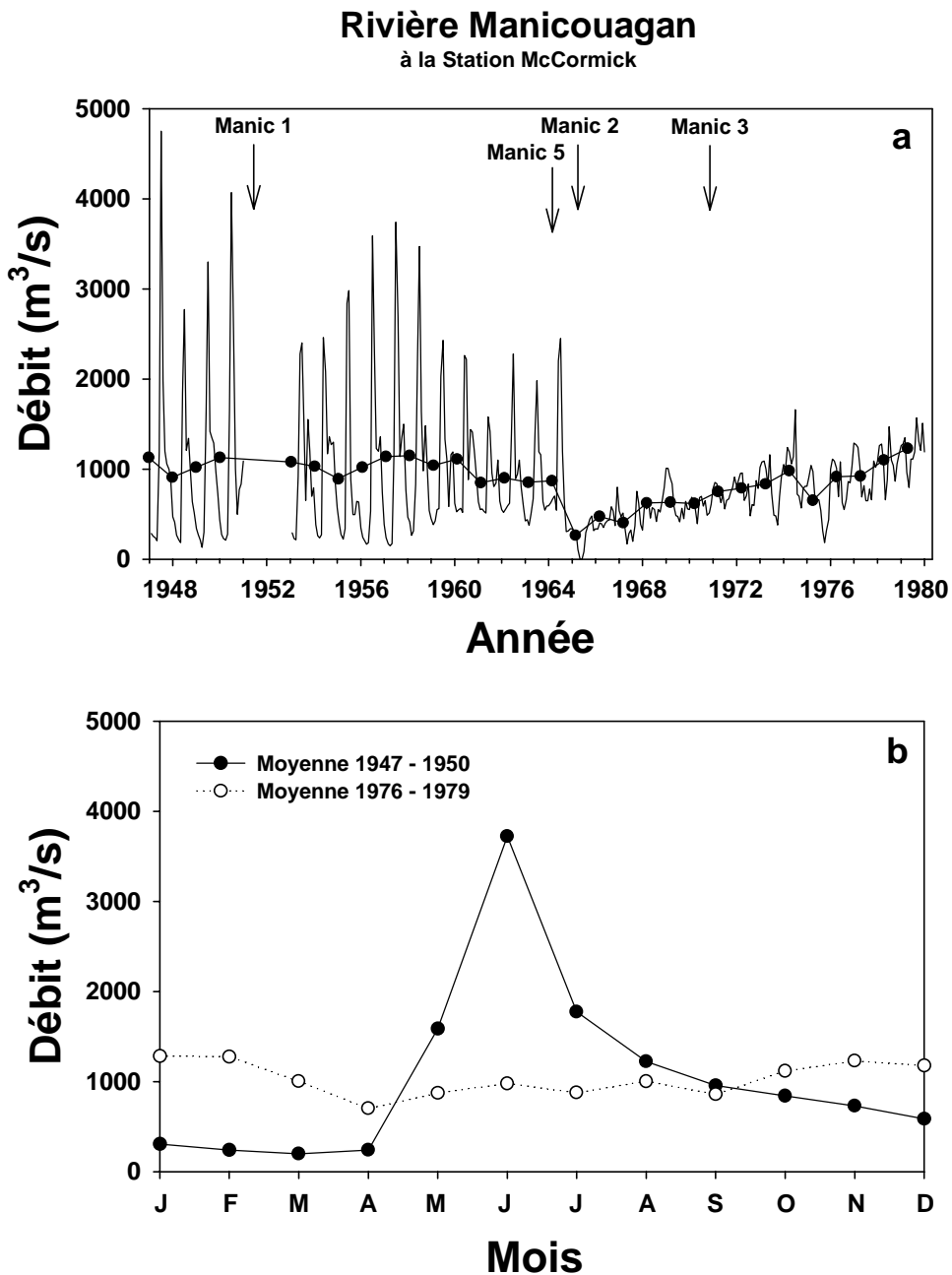


Figure 1. a) Débit mensuel (trait fin) et annuel (trait gras) de la rivière Manicouagan à la station McCormick, 1947 – 1980. Début de mise en eau des réservoirs hydroélectriques du bassin versant indiqué par les flèches. Données hydrométriques non-disponibles de 1951 à 1953. b) Moyenne du débit mensuel avant (1947 – 1950) et après (1976 – 1979) la mise en eau des réservoirs hydroélectriques. Données tirées de Environnement Canada (1992).

Bibliographie

- Belzile, L., P. Bérubé, V. D. Hoang, et M. Leclerc. 1997. Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec. Rapport présenté par l'INRS-Eau et le Groupe-conseil Génivar inc. au ministère de l'Environnement et de la Faune et à Pêches et Océans Canada. 83 p. + 8 annexes.
- Bergeron, Y., P.J.H. Richard, C. Carcaillet, S. Gauthier, M. Flannigan, et Y. Prairie. 1998. Variability in fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management. *Conservation Ecology* 2 (2): disponible sur l'Internet à <http://www.consecol.org/vol2/iss2/art6>.
- Bloom, A.L. 1991. *Geomorphology* – 2^{ième} ed. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 532 p.
- Cole, D. N. et P. B. Landres. 1996. Threats to wilderness ecosystems : impacts and research needs. *Ecological applications*, vol. 6, no. 1 : 168-184.
- DeBresson, Murray et Brodeur. 1986. *L'innovation au Québec : les capacités innovatrices de l'industrie au Québec*. Les publications du Québec, Québec.
- Environnement Canada. 1992. *Sommaire chronologique de l'écoulement – Québec*. Ministère des Approvisionnements et Services Canada. Cat. No. En 36-418/1990-8. 526 p.
- Faune et Parcs Québec. 1999. *Politique de débits réservés écologiques pour la protection du poisson et de ses habitats*. Direction de la faune et des habitats. 23 p.
- Francoeur, L.-G. 1999. Une nouvelle petite centrale sur la Batiscan. *Le Devoir*, 29 Juin 1999, p. A7.
- Gillespie, D. I., H. Boyd et P. Logan. 1991. *Des zones humides pour la Planète : sites Ramsar du Canada*. Service canadien de la faune. Environnement Canada. 39 pp.
- Holland, L.E. 1986. Distribution of early life history stages of fishes in selected pools of the upper Mississippi river. *Hydrobiologia* 136 : 121-130.
- Landry, B. 1997. *Génie et environnement*. Les éditions Le Griffon d'argile, Sainte-Foy, Québec. 540 p.
- Ministère des Ressources naturelles. 1996. *Biodiversité du milieu forestier : bilan et engagement du ministère des Ressources naturelles*. Gouvernement du Québec. 152 pp.

- Payne, B.A. et M.F. Lapointe. 1997. Channel morphology and lateral stability: effects on distribution of spawning and rearing habitat for Atlantic salmon in a wandering cobble-bed river. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2627-2636.
- Poff, L.N., J. D. Allan, M. B. Bain, J. R. Karr, K. L. Prestegard, B. D. Richter, R. E. Sparks, et J. C. Stromberg. 1997. The natural flow regime : a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, vol. 47, no. 11 : 769-784.
- Reichenbach, R. D. et R. S. Hankey. 1996. Relicensing and environmental issues affecting hydropower. Energy information administration, USA.
- Réseau sur la gestion durable des forêts, 1998, Pour une forêt boréale durable: rétrospective et perspectives d'avenir, Rapport annuel 1997/1998, University of Alberta, G-208 Biological Building, 16 pp.
- Rood, S.B. et J.M. Mahoney. 1990. Collapse of riparian poplar forests: downstream from dams in western prairies: probable causes and prospects for migration. *Environmental Management* 14: 451-464.
- Trépanier, S., M.A. Rodriguez et P. Magnan, 1996. Spawning migrations in landlocked atlantic salmon : time series modelling of river discharge and water temperature effects. *Journal of Fish Biology*, 48 : 925-936.