

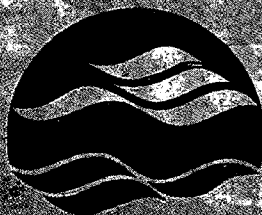
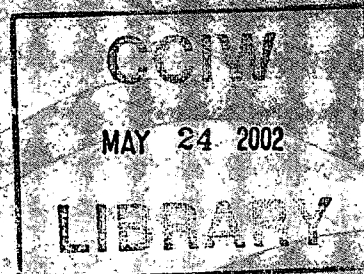
01-064



Environment
Canada

Environnement
Canada

Canada



NATIONAL WATER
RESEARCH INSTITUTE
INSTITUT NATIONAL DE
RECHERCHE SUR LES EAUX

TD
226
N87
no.
01-064

**ÉLABORATION DE MÉTHODES VISANT À
À ÉVALUER LES EFFETS CUMULATIFS DANS
UN ÉCOSYSTÈME EN UTILISANT LES
POPULATIONS DE POISSONS:
PROJECT MOOSE RIVER**

**Munkittrick, K.R., M. McMaster, G. VanDerKraak,
C.B. Potts, W.N. Gibbons, A. Farwell, M. Gray**

NWRI Contribution No. 01-064

**Élaboration de méthodes visant à évaluer les effets cumulatifs dans
un écosystème en utilisant les populations de poissons :
projet Moose River**

Kelly R. Munkittrick¹

Environnement Canada, Projet d'évaluation des effets cumulatifs
Division des Impacts sur les écosystèmes aquatiques
Institut national de recherche sur les eaux au CNRH, Saskatoon (SK)
Faculté de biologie, Université du Nouveau-Brunswick, Fredericton (N.-B.) E3B 5A3

Mark E. McMaster

Environnement Canada, Projet d'évaluation de la santé des écosystèmes
Division de la conservation des écosystèmes aquatiques, Institut national de recherche sur les eaux (INRE)
Burlington (ON)

Gien Van Der Kraak

Faculté de zoologie, Université de Guelph
Guelph (ON)

Cameron B. Portt

C. Portt & Associates
Guelph (ON)

Wade N. Gibbons

Golder & Associates
Calgary (AB)

Andrea Farwell

Faculté de biologie, Université de Waterloo
Waterloo (ON)

Michelle Gray

Faculté de biologie, Université du Nouveau-Brunswick
Fredericton (N.-B.)

Environnement Canada

Association canadienne de l'électricité

**Ministère ontarien des ressources naturelles, programme de Partenariat pour le
partage des informations environnementales**

Groupe PERD du ministère Pêches et Océans Canada

NWRI Cont. # 01 - 64

¹ Téléphone : 506-452-6219 ; télécopie : 506-453-3583 ; courriel : krm@unb.ca

AVANT-PROPOS

L'évaluation des effets cumulatifs peut servir à déterminer la réponse cumulative aux agents stressants existants, ou encore être utilisée comme modèle de prévision pour déterminer quel impact pourrait avoir un agent stressant supplémentaire sur un écosystème donné. La méthode la plus employée actuellement pour entreprendre une évaluation prévisionnelle des effets cumulatifs éventuels d'un aménagement dépend des agents stressants mis en jeu. L'évaluation basée sur les agents stressants consiste à dresser une liste et à documenter les agents stressants actuels et éventuels, ainsi que les composantes importantes de l'écosystème, puis à utiliser les trajets supposés des impacts potentiels afin d'effectuer des prédictions et d'élaborer d'éventuelles stratégies d'atténuation. Les actuelles méthodes basées sur les agents stressants s'emploient habituellement comme exercice théorique, souvent avec une collecte relativement limitée de données propres au site étudié. En outre, d'après les antécédents connus des méthodes, les chercheurs ne s'engagent pas vraiment à faire un suivi qui permettrait de valider les prédictions de l'évaluation pré-aménagement.

L'objectif du projet «Moose River» (rivière Moose) était de mettre sur pied un plan d'ensemble basé sur les effets, qui pourrait servir à apporter davantage de régio-spécificité dans l'évaluation des effets cumulatifs. La méthode retenue consistait à examiner les facteurs associés à l'état des populations de poissons dans les cours d'eau exploités et non exploités d'un bassin versant de grande étendue. La méthode basée sur les effets fait appel à un programme d'évaluation itératif pour définir la réponse intégrée des organismes aux conditions existantes et pour déterminer les facteurs qui limitent actuellement la performance des poissons dans l'écosystème. Les principaux objectifs d'une méthode se basant sur les effets pour évaluer les effets cumulatifs sont de documenter les conditions de base (à titre de référence) de la performance des poissons, d'examiner la variabilité annuelle, et de vérifier les tendances des réponses dans le temps, en vue d'obtenir une certaine évaluation de «l'état environnemental accumulé actuel». La détermination des facteurs qui limitent (ou améliorent) la performance actuelle des poissons et du milieu visé est critique non seulement pour les tentatives ultérieures de prédiction, mais aussi pour la conception de stratégies potentielles d'atténuation et pour la planification de stratégies de suivi après la mise en place des aménagements industriels. Ces stratégies sont présentement négligées dans les diverses méthodes se fondant sur les agents stressants.

Un certain nombre de lacunes dans les données critiques ont quelque peu compliqué l'élaboration d'une méthode basée sur les effets : compréhension incomplète de la variabilité naturelle, débat sur la manière de définir les sites de référence, et préoccupations sur la pertinence écologique des changements dans la performance des poissons. Les études de la rivière Moose ont permis d'examiner les poissons dans 20 sites différents, en utilisant une série de 50 peuplements distincts de poissons. Ces données ont servi à améliorer une technique d'analyse, à donner des précisions sur la manière de réaliser une évaluation, à élaborer une perspective philosophique pour aider à la prise de décisions au niveau des effets cumulatifs, et enfin à fournir des indications sur la façon d'interpréter les données

recueillies. L'analyse a porté sur les données de référence, la variabilité annuelle et saisonnière aux sites de référence, et a fourni un ensemble de données sur 10 sites non exploités du bassin hydrologique étudié.

Le plan de l'étude s'est appuyé sur trois principales composantes :

- a) en raison de la distribution géographique des affluents, la première phase a porté sur la variabilité longitudinale entre les sites des affluents voisins, en amont des projets d'aménagement majeurs ;
- b) l'existence d'un réseau hydrographique non exploité sur la rivière Missinaibi a permis d'examiner la variabilité transversale à mesure que l'on s'éloigne vers l'aval ;
- c) la durée relativement longue de l'étude (plusieurs années) a permis d'examiner la variabilité saisonnière et annuelle dans les réponses.

Les évaluations basées sur les effets constituent un outil efficace dans la collecte d'informations relatives au site nécessaires pour adapter l'évaluation des risques aux conditions environnementales locales. Les études de la rivière Moose ont permis de documenter une performance réduite des poissons : dans les sites exploités, dans un site inexploité sur la rivière de référence, et dans un site où les rejets d'effluents ont récemment cessé. Le fait de savoir que les niveaux naturels de performance sont compromis avant la mise en place d'un nouvel aménagement industriel est essentiel pour réaliser une évaluation des risques adéquate des impacts éventuels dus à un nouvel aménagement.

L'évaluation basée sur les effets devrait jouer un rôle dans l'étude des effets cumulatifs des importants aménagements industriels, en particulier dans la collecte des informations de base, et dans la conception d'un programme de suivi continu. Une justification raisonnée du plan d'étude ainsi qu'une méthodologie appropriée et un cadre d'interprétation sont fournis en même temps qu'une stratégie de prise de décisions qui se prête à une approche basée sur les effets en vue de l'évaluation des effets cumulatifs. Une telle approche exige trois mesures importantes : un engagement à surveiller les données de référence, une gestion adaptative et un suivi post-aménagement (qui fait actuellement défaut dans la plupart des situations).

Termes clés : évaluation des effets cumulatifs (ÉEC), méthode se basant sur les effets, réseau hydrographique, réponse des poissons, aménagements hydroélectriques, suivi des effets sur l'environnement (SEE), évaluations des impacts environnementaux (ÉIE), Partenariat pour le partage des informations environnementales (PIE), évaluations des impacts environnementaux (ÉIE).

RÉSUMÉ DE SYNTHÈSE

Des études menées vers la fin des années 1980 ont permis de documenter la possibilité que les rejets des usines de papier ont un effet sur la performance de reproduction des poissons, notamment les niveaux de stéroïdes sexuels circulants, la taille des gonades, l'âge à la maturité et les caractères sexuels secondaires (McMaster et al., 1991; Munkittrick et al., 1991). Le présent projet a été lancé en 1991 lorsque les chercheurs se sont rendu compte que certains des composés responsables des changements constatés dans les poissons peuplant les environs des usines de papier pouvaient survivre à un traitement secondaire (Munkittrick *et al.*, 1991) et que certaines réponses biochimiques pouvaient être vues chez les poissons aussi loin que 100 km en aval au-dessous de certains refoulements (Hodson *et al.*, 1992). À l'automne de 1991, nous avons examiné des populations de catostomes noirs (*Catostomus commersoni*) exposés aux rejets de plusieurs usines de papier en Ontario, notamment celles de Kapuskasing et Smooth Rock Falls dans le bassin de la rivière Moose (Munkittrick *et al.*, 1994). Ces études ont montré que les poissons subissaient des réactions en aval des refoulements de ces deux usines de papier dans le bassin de Moose River. La constatation que des réactions étaient présentes au début des années 1990 en aval d'usines de papier modernisées a contribué à l'élaboration des prescriptions du programme de suivi des effets sur l'environnement (SEE) en aval des usines de papier (Environnement Canada, 1997, 2000).

Au cours de cette période, diverses observations ont suscité notre intérêt d'évaluer les réponses écologiques survenant en aval des nombreux rejets d'affluents. M. Scott McKinley (travaillant alors pour Ontario Hydro technologies ou OHT) menait également, sur le bassin de la rivière Moose, des recherches liées aux effets des projets d'aménagement hydroélectrique sur les poissons. Suite à des entretiens avec Scott, nous avons élaboré un plan visant à entreprendre un programme de recherche afin d'essayer de séparer les réponses attribuables à ces rejets d'usines de papier, de celles susceptibles d'être liées aux aménagements hydroélectriques voisins. La proximité des installations des papeteries et hydroélectriques, ainsi que la nature relativement isolée du bassin de la rivière Moose en ont fait des endroits idéaux pour lancer le projet d'élaboration d'un modèle destiné à l'évaluation des effets cumulatifs. Les deux usines de Kapuskasing et Smooth Rock Falls subissaient alors des travaux de modernisation et l'ISTC (ministère de l'Industrie, des Sciences et de la Technologie Canada) était également intéressé à suivre les réponses des poissons subséquentement aux améliorations de procédés des usines.

Scott McKinley a été chargé des négociations de l'accord avec l'Association canadienne de l'électricité (ACÉ) qui a financé une partie de ce projet. Par ailleurs, le Groupe interministériel de recherche et d'exploitation énergétiques (PERD) du ministère des Pêches et des Océans (P&O) s'est également engagé à participer aux études. Des fonds supplémentaires sont venus du Réseau Canadien des Centres de Toxicologie (CNTC) et du Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, à Burlington (affilié au ministère des Pêches et des Océans, et plus tard, de l'Institut national de recherche sur

les eaux, affilié à Environnement Canada (EC) où deux des auteurs (Munkittrick et McMaster) déménageaient alors en 1996. Un autre appui technique et financier a été reçu du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie (CRSNG) sous la forme de bourses d'études supérieures accordées à des étudiants qui ont pris part aux études.

Parallèlement, le gouvernement de l'Ontario a manifesté un vif intérêt par le biais du ministère ontarien des ressources naturelles (MRNO) et de son programme de Partenariat pour le partage des informations environnementales (PIE) : il a financé les travaux de 1997 et 1998 afin d'étendre les études aux portions du bassin versant qui n'avait pas été échantillonné durant les premières années.

Au cours des études du présent projet, bien que plusieurs participants aient changé d'adresse et d'employeur, nous avons constaté avec plaisir que l'évolution du projet n'a subi aucun retard ni perturbation. En tout, plus de 2 M\$ ont été engagés dans les études entre 1991 et 1999 (voir la figure A). Nous désirons remercier encore une fois tous les organismes qui ont financé le projet ainsi que tous les participants.

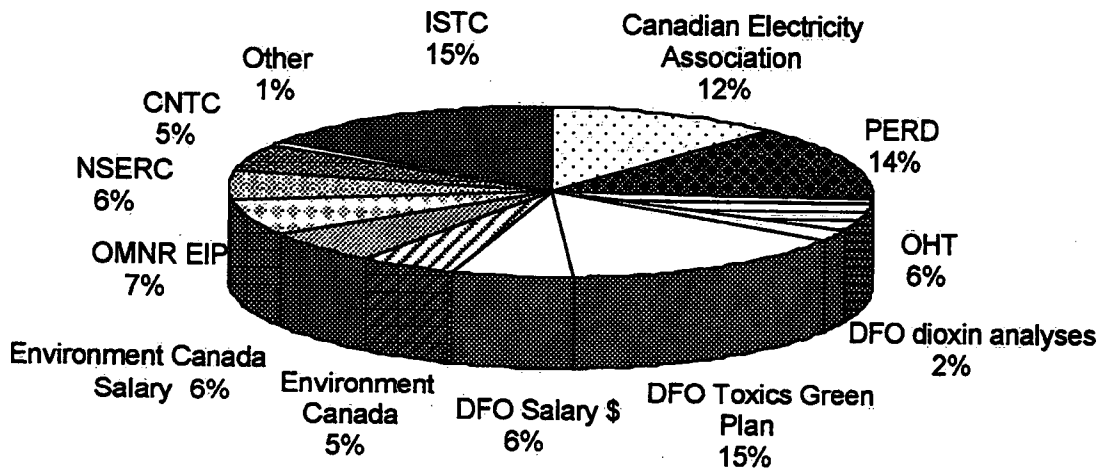


Figure A : Ventilation du financement des études du bassin versant Moose River (1991-1999)

Références bibliographiques

- Environment Canada. 1997. Aquatic Environmental Effects Monitoring Requirements (revised EPS 1/RM/18). EEM/1997/1.
- Environment Canada. 2000. Technical Guidance Documents for Metal Mining EEM Program. Environment Canada, Ottawa, ON.
- Hodson, P.V., M. McWhirther, K. Ralph, B. Gray, D. Thivierge, J. Carey, G. Van Der Kraak, D.M. Whittle, and M.C. Levesque. 1992. Effects of bleached kraft mill effluent on fish in the St. Maurice River, Quebec. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1635-1651.
- McMaster, M.E., G.J. Van Der Kraak, C.B. Portt, K.R. Munkittrick, P.K. Sibley, I.R. Smith and D.G. Dixon. 1991. Changes in hepatic mixed function oxygenase (MFO) activity, plasma steroid levels and age at maturity of a white sucker (*Catostomus commersoni*) population exposed to bleached kraft pulp mill effluent. *Aquat. Toxicol.* 21: 199-218
- Munkittrick, K.R., C.B. Portt, G.J. Van Der Kraak, I.R. Smith and D.A. Rokosh. 1991. Impact of bleached kraft mill effluent on population characteristics, liver MFO activity and serum steroid levels of a Lake Superior white sucker (*Catostomus commersoni*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1371-1380.
- Munkittrick, K.R., G.J. Van Der Kraak, M.E. McMaster and C.B. Portt. 1992. Response of hepatic mixed function oxygenase (MFO) activity and plasma sex steroids to secondary treatment and mill shutdown. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1427-1439.
- Munkittrick, K.R., G.J. Van Der Kraak, M.E. McMaster, C.B. Poort, M.R. van den Heuvel, and M.R. Servos. 1994. Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. *Environ. Toxicol. Chem.* 13:1089-1101.

REMERCIEMENTS

Le présent projet a été cofinancé par les organismes suivants : la division Développement des technologies, de l'Association canadienne de l'électricité ayant son siège social à Montréal, Québec (M. T. Kingsley, Mme Glavicic-Théberge), Environnement Canada (Division des Impacts sur les écosystèmes aquatiques et Division de la conservation des écosystèmes aquatiques, Institut national de recherche sur les eaux), le ministère des Pêches et des Océans Canada (PERD et fonds initial, Laboratoire des Grands Lacs pour les pêches et les sciences aquatiques, Burlington), Ontario Hydro Technologies, Sciences de l'environnement, Toronto, Ontario (C. Dawson, R. Sheenan et S. Griffiths), le ministère ontarien des ressources naturelles (bassin de Moose River) et le Partenariat pour le partage des informations environnementales (PEI) (G. Duckworth, R. McRae), la faculté de zoologie de l'université de Guelph (Dr G. Van der Kraak), la faculté de biologie environnementale, université de Guelph (Dr K. Solomon). Les auteurs aimeraient également remercier, pour leur assistance, Dr S. McKinley (Université de Waterloo) et Marty Bergman (ministère des Pêches et des Océans, Winnipeg, Manitoba) ; ils voudraient par ailleurs exprimer leur appréciation aux personnes ayant représenté la Division Écosystèmes des Grands Lacs, le Partenariat pour le partage des informations environnementales, ainsi que les responsables des bureaux régionaux du ministère ontarien des ressources naturelles à Cochrane, Timmins et Kapuskasing.

M. Mark McMaster a participé à ces études comme étudiant de troisième cycle, comme boursier de recherches post-doctorales et comme chercheur. Dr Wade Gibbons a participé à ces études comme étudiant de troisième cycle et comme boursier de recherches post-doctorales. Les autres boursiers de recherches post-doctorales ayant participé aux prélèvements sur le terrain incluaient Dr Carolyn Brumley et Dr David Janz (Université de Guelph), ainsi que et Dr Lynda McCarthy (Burlington). Les autres étudiants de troisième cycle étaient Lisa Ruemper, Wade Gibbons (faculté de biologie, Université de Waterloo), Andrea Farwell (faculté de biologie environnementale, Université de Guelph), John Nickle et Ken Oakes (faculté de zoologie, Université de Guelph). Les scientifiques invités ayant participé au programme étaient Rob Donald (Environment BOP, Whakatane, Nouvelle-Zélande) et Yan Muller (Genève, Suisse).

Des données supplémentaires sur les évaluations en laboratoire des rejets d'usines de papier étudiés dans le cadre du présent projet, ont été fournies par le Fonds du Plan Vert du Programme de contrôle des produits chimiques toxiques du ministère des Pêches et Océans (Dr L.H. McCarthy, P.L. Luxon, J.J. Jardine et B.E. Blunt) et par Dr W. Taylor (faculté de biologie, Université de Waterloo). Les auteurs tiennent à remercier également, pour leur aide, Michelle Maj, Janet Jardine, Dana Boyter, Lynne Luxon, Bev Blunt, Michael van den Heuvel, Neil Jones, Gerald Tetreault, Mark Hewitt, Michelle Gray, les délégués de la Section des opérations techniques de l'Institut national de recherche sur les eaux (Bruce Gray, Ken Hill), et le personnel de C. Portt & Associates (George Coker, Joanne Lane, Bruce Kilgour).

Les analyses des données ont été réalisées par Michelle Gray, Michelle Maj et Bruce Kilgour. Les figures ont été préparées par Michelle Gray, tandis que Monique Dubé a rassemblé les commentaires des réviseurs du projet puis révisé la version finale du rapport.

Les auteurs garderont toujours le souvenir de M. John Nickle, un des participants, qui a trouvé la mort tragiquement en 1995 durant le déroulement du projet.

La version originale anglaise de ce rapport a été préparée par :
Environnement Canada

Ministère ontarien des ressources naturelles,
programme de Partenariat pour le partage des informations environnementales
Groupe PERD du ministère Pêches et Océans Canada

Le texte français est publié sous la responsabilité de :
L'Association canadienne de l'électricité

TABLE DES MATIÈRES

1.	INTRODUCTION	1
1.1	Sommaire de la question	2
1.2	Évaluation basée sur les effets dans le bassin hydrographique de la rivière Moose	6
1.3	Description du site : bassin hydrographique de la rivière Moose	6
1.4	Objectifs de l'étude	9
2.	MÉTHODES D'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS	10
2.1	ÉEC comparée aux ÉIE	10
2.2	Méthodes d'évaluation des effets cumulatifs, basées sur les agents stressants ..	12
2.3	ÉEC basée sur les agents stressants s'appliquant au bassin versant de la rivière Moose	14
2.4	Évaluations comparatives basées sur les agents stressants et sur les effets	18
2.5	Usages de l'évaluation des effets cumulatifs guidée par les effets	20
2.6	Éléments clés de l'ÉEC guidée par les effets	21
2.7	ÉEC basée sur les effets pour le bassin versant de la rivière Moose	22
3.	DÉFINITION DU MILIEU (PRÉCONCEPTION)	23
3.1	Géologie de la roche de fond	24
3.2	L'hydrogéologie	26
3.3	Le climat	31
3.4	Les aménagements industriels	33
3.4.1	Aperçu des aménagements existant dans le BVRM	33
3.4.2	Aperçu du potentiel de développement futur dans le BVRM	39
3.4.3	Contraintes potentielles liées aux aménagements	40
3.5	Choix des sites de prélèvement pour les études du bassin versant de la rivière Moose	42
3.5.1	Phase I : comparaison latitudinale des sites de référence	43
3.5.2	Phase II : comparaison longitudinale des sites non exploités	44
3.5.3	Phase III : comparaison longitudinale des sites exploités	45
3.5.4	Échantillonnage demandé par le PIE	45
3.6	Structure physique	46
3.6.1	La rivière Missinaibi	47
3.6.2	La rivière Kapuskasing	49
3.6.3	La rivière Groundhog	50
3.6.4	La rivière Mattagami	51
3.6.5	La rivière Frederickhouse	52
3.6.6	La rivière Abitibi	53
3.7	Chimie de l'eau	53
3.7.1	La rivière Missinaibi	55
3.7.2	La rivière Kapuskasing	55
3.7.3	La rivière Groundhog	56
3.7.4	La rivière Mattagami	56
3.8	Le biote	56
3.8.1	Rôles éventuels des signatures d'isotopes stables dans l'évaluation des effets cumulatifs	56

Table des matières (suite)

4.	ÉLABORATION DES INDICATEURS CLÉS (POINTS D'EXTRÉMITÉ DES MESURES)	61
4.1	Choix du niveau de suivi	63
4.1.1	Position du réseau trophique	63
4.1.2	Niveau d'organisation biologique	64
4.2	Sélection des mesures	68
4.3	Définition des points d'extrémité des mesures	69
5.	ÉLABORATION DE L'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE (PLAN FINAL DE L'ÉTUDE)	71
5.1	Sélection des espèces	71
5.1.1	Espèces rares, menacées ou en voie de disparition	75
5.1.2	Caractéristiques d'évolution biologique affectant la sélection des espèces	76
5.1.3	Sélection des espèces pour les études du bassin versant de la rivière Moose	80
5.1.4	Mobilité des poissons dans le bassin versant de la rivière Moose	83
5.2	Panification de l'échantillonnage	84
5.3	Techniques de capture des poissons	87
5.4	Sélection des sites de référence	88
5.5	Prescriptions de la taille des échantillons	89
5.5.1	Grandeurs des effets critiques	90
5.5.2	Niveau de l'efficacité statistique	91
5.5.3	Variabilité des données	93
5.6	Aspects de l'échantillonnage	95
5.7	Mesures particulières aux études du bassin versant de la rivière Moose	97
6.	ANALYSE DES DONNÉES DE BASE	98
6.1	Détermination des conditions de base pour le meunier noir	98
6.1.1	Phase I : Comparaison latitudinale des sites de référence	98
6.1.2	Phase II : comparaisons longitudinales des sites de référence sur la rivière Missinaibi	104
6.2	Analyse de la variabilité dans les réponses des sites de référence	110
6.2.1	Examen de la variabilité saisonnière dans les réponses des sites de référence	113
6.2.2	Examen de la variabilité annelle dans les réponses des sites de référence	115
6.2.3	Rôle possible des différences de température pour expliquer en partie la variabilité annuelle observée aux sites de référence	126
6.3	Détermination d'une référence pour la comparaison	136
7.	RÉPONSES AUX EXPLOITATIONS DANS LE TEMPS ET L'ESPACE	138
7.1	Examens de base des réponses des espèces indicatrices aux agents stressants dans les sites exploités	139
7.1.1	Réponses du meunier noir	141
7.1.2	Réponses des perches-truites aux agents stressants	147
7.2	Tendances des réponses des meuniers noirs aux agents stressants au fil du temps	149
7.2.1	Impacts des usines de papier (modernisation)	150

Table des matières (suite)

7.2.2	Centrales hydroélectriques au fil de l'eau	153
7.3	Données des populations de poissons, recueillies durant les évaluations des espèces indicatrices	158
7.3.1	Comparaison des communautés d'espèces d'un site à l'autre	158
7.3.2	Variabilité d'une année à l'autre dans un site	163
8.	ÉVALUATION DES CHANGEMENTS DANS LA PERFORMANCE DES POISSONS	168
8.1	Hypothèses de base pour définir la performance des poissons	170
8.2	Réponses possibles des poissons aux agents stressants	171
8.3	Élaboration des schémas de réponse des populations de poissons	174
8.3.1	Disponibilité de la nourriture et de l'habitat	175
8.3.2	La mortalité	180
8.3.3	Problèmes métaboliques	184
8.4	Sommaire des réponses	184
8.5	Pertinence des réponses	187
8.6	Application du cadre d'interprétation au bassin versant de la rivière Moose	189
8.6.1	Comparaisons de la performance du meunier noir, entre les rivières, aux sites de référence	189
8.6.2	Comparaisons de la performance du meunier noir dans les rivières	189
8.6.3	Comparaison des réponses des populations de meuniers noirs et de perches-truites	190
8.7	Identification des changements écologiquement pertinents	194
8.7.1	Différences dans la taille des gonades, la condition et le poids du foie	195
8.8	Identification des facteurs limitatifs de la performance	202
9.	IDENTIFICATION DES AGENTS STRESSANTS CRITIQUES	204
9.1	Critères écoépidémiologiques pour l'attribution des causes	206
9.2	Identification d'agents stressants spécifiques responsables des changements	207
9.3	Identification d'agents chimiques spécifiques associés aux changements	208
10.	PROCESSUS DE PRISE DE DÉCISION PROPOSÉ POUR L'ÉVALUATION BASÉE SUR LES EFFETS	209
10.1	Propos du programme d'évaluation	209
10.2	Principales questions liées à l'évaluation basée sur les effets	211
10.3	Cadre législatif canadien	214
10.3.1	Loi canadienne sur l'évaluation environnementale	214
10.3.2	Loi sur les pêches	215
10.3.3	Loi canadienne sur la protection de l'environnement	215
10.3.4	Loi sur les produits antiparasitaires	216
10.4	Structure de prise de décisions	216
10.4.1	Existe-t-il des préoccupations au sujet de la possibilité d'utiliser les poissons ?	218
10.4.2	Existe-t-il des préoccupations au sujet des changements se manifestant chez les poissons ?	219
10.4.3	La situation est-elle durable ?	219

Table des matières (suite)

10.4.4	Existe-t-il des préoccupations au sujet des changements d'habitat des poissons (ou au sujet des poissons) ?	221
10.4.5	Les changements sont-ils acceptables ?	223
10.4.6	Existe-t-il des préoccupations en termes de seuil ou d'effets cumulatifs potentiels ?	225
10.5	Sommaire du processus de prise de décisions proposé	229
10.5.1	Avantages du processus de prise de décisions	229
10.6	Récapitulation des questions débattues	231
10.7	Pertinence du bassin versant de la rivière Moose	232
11.	CONCLUSIONS, LACUNES DANS LES DONNÉES ET BESOINS DE RECHERCHE	233
11.1	Principales conclusions	235
11.2	Lacunes dans les données et besoins de recherche	237
11.2.1	Besoins liés au bassin versant de la rivière Moose	237
11.2.2	Besoins liés à l'utilisation des poissons pour évaluer les impacts des agents stressants	238
11.2.3	Besoins liés à l'ÉEC basée sur les effets	239
12.	RÉCAPITULATION	240
13.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	242

LISTE DES FIGURES

Figure A :	Ventilation du financement des études du bassin versant de la rivière Moose (1991-1999)	v
Figure 1-1 :	Facteurs influençant la performance des organismes aquatiques	4
Figure 1-2 :	Types d'évaluations des risques employant actuellement le paradigme d'évaluation des risques de l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA)	5
Figure 1-3 :	Carte du bassin versant de la rivière Moose, montrant les principaux aménagements hydroélectriques et les principales usines de papier	7
Figure 2-1 :	Aperçu du processus ÉEC proposé pour le bassin versant de la rivière Moose, basé sur les résultats d'un colloque multilatéral (Greig et al., 1998)	17
Figure 2-2 :	Étapes de base dans les évaluations traditionnelles basées sur les agents stressants (Foran et Ferenc, 1999) en fonction des étapes menées durant les évaluations guidées par les effets	19
Figure 3-1 :	Première étape dans l'évaluation guidée par les effets : définir le milieu visé .	25
Figure 3-2 :	Déclivité des affluents de la rivière Mattagami, montrant les sites exploités par les aménagements hydroélectriques (adapté de Chubbuck et Evans, 1982) .	27
Figure 3-3 :	Déclivité des affluents dans le bassin versant de la rivière Moose	28
Figure 3-4 :	Débits mensuels moyens des affluents ouest de la rivière Moose	29
Figure 3-5 :	Variation des débits des affluents de la rivière Moose, d'une année à l'autre .	30
Figure 3-6 :	Moyennes mensuelles des précipitations et des températures quotidiennes .	32
Figure 3-7 :	Carte des exploitations minières dans le bassin versant de la rivière Moose .	38
Figure 3-8 :	Concentrations en mg/L de phosphore (A) et d'azote (B) dans les échantillons d'eau recueillis au printemps(S) et en automne (F) de 1994, 1995 et 1996 .	54
Figure 3-9 :	Gamme des valeurs de l'isotope $\delta^{13}\text{C}$ (‰) dans les sources primaires aquatiques et terrestres, les invertébrés benthiques et les petits poissons fourrage (Farwell, 2000), comparées à la composition isotopique $\delta^{13}\text{C}$ (‰) et $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des espèces de poissons benthiques	58
Figure 4-1 :	Deuxième étape dans l'évaluation guidée par les effets : élaborer les indicateurs clés	62
Figure 4-2 :	Relations entre méthodes d'évaluation écologique (adapté de Munkittrick et McCarty, 1995)	67
Figure 5-1 :	Troisième étape dans l'évaluation guidée par les effets : développer l'évaluation de la performance	72
Figure 5-2 :	Sites soumis à l'étude dans le bassin versant de la rivière Moose où des poissons ont été prélevés entre 1991 et 1998	86
Figure 5-3 :	Grandeur de l'effet (GE), exprimée en pourcentage de différence entre les poissons exposés et les poissons de référence, pouvant être détectée avec des tailles d'échantillons de 20 poissons par zone	92
Figure 5-4 :	Différences de taille des échantillons selon différentes efficacités statistiques	94

Liste des figures (suite)

Figure 6-1 :	Étapes dans l'analyse des données pour l'évaluation guidée par les effets. Les exemples dans le texte du rapport utilisent les données recueillies durant les études du bassin versant de la rivière Moose	103
Figure 6-2 :	Prélèvement dans le bassin versant de la rivière Moose pour la comparaison latitudinale des sites de référence - phase I	105
Figure 6-3 :	Lignes de régression de la longueur selon l'âge pour les meuniers noirs femelles dans les sites de référence sur les rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami en automne 1994	106
Figure 6-4 :	Variabilité spatiale de la moyenne d'âge, du coefficient de condition, du poids des ovaires et du poids du foie des meuniers noirs femelles dans les sites de référence sur les rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami en automne 1994.	107
Figure 6-5 :	Comparaison du poids des gonades (g) et du poids de la carcasse (g) chez les poissons des sites de référence en 1994	108
Figure 6-6 :	Emplacement des prélèvements dans la rivière Moose pour les comparaisons longitudinales de la phase II des sites de référence sur la rivière Missinaibi .	109
Figure 6-7 :	Taille des gonades exprimée comme indice gonadosomatique (IGS) chez les meuniers noirs mâles prélevés dans les sites de référence des rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami en 1996.	111
Figure 6-8 :	Coefficient de condition (k) des meuniers noirs mâles prélevés dans les sites de référence des rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami en 1996.	112
Figure 6-9 :	Distribution de la taille des meuniers noirs femelles prélevés (A) en amont (UP) et (B) en aval de Smooth Rock Falls (SRF) de l'usine de papier sur la rivière Mattagami au printemps et à l'automne (données combinés de 1994 et 1995)	114
Figure 6-10 :	Valeurs comparatives de la fécondité (nombre total d'oeufs) en amont (UP) et en aval de Smooth Rock Falls (SRF) pendant les prélèvements au printemps (1994, 1995) et en automne (1996, 1997, 1998)	116
Figure 6-11 :	Graphique de la longueur selon l'âge des meuniers noirs mâles prélevés dans le site de référence en amont (UP) de la rivière Mattagami, de 1994 à 1997	118
Figure 6-12 :	Graphique de la longueur selon l'âge des meuniers noirs femelles prélevés dans le site de référence en amont (UP) de la rivière Mattagami, de 1994 à 1997	119
Figure 6-13 :	Poids des gonades (g) par rapport au poids de la carcasse (g) pour les meuniers noirs femelles du site de la rivière Mattagami en amont (UP) de Smooth Rock Falls	120
Figure 6-14 :	Rapports entre la longueur et le poids total du corps (condition des poissons) des poissons prélevés dans la rivière Mattagami, en amont (UP) de Smooth Rock Falls, de 1993 à 1998	121
Figure 6-15 :	Température quotidienne moyenne de l'eau d'un site en aval du barrage à Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami, de 1995 à 1999	127
Figure 6-16 :	Comparaison des températures enregistrées par cinq sondes situées dans la rivière Mattagami, en fonction du site aval à Smooth Rock Falls	129

Liste des figures (suite)

Figure 6-17 :	Température relative des sites échantillonnés dans le bassin versant de la rivière Moose à Mattice (REF), dans la riv. Kapuskasing à Woman Falls (WF) et Two Bridges (TB), dans la riv. Groundhog à Carmichael Falls (CF) et Fauquier Birdge (FB), dans la riv. Mattagami en amont (UP) et en aval (SRF) de Smooth Rock Falls, à Cyprus Falls (CyF) et Kipling (KIP), et dans la riv. Abitibi à Twin Falls (TF) et en aval à Iroquois Falls	134
Figure 6-18 :	Comparaison des températures de l'eau en automne (UTQ du 21 juin au 30 septembre) en fonction de la taille des gonades chez les meuniers noirs mâles et femelles, en amont (UP) du site de référence de la rivière Mattagami . . .	135
Figure 7-1 :	Détermination des tendances et des réponses dans le temps pour aider à identifier les aspects dommageables sur la performance des poissons	140
Figure 7-2 :	Emplacements des prélèvements de meuniers noirs le long du complexe hydroélectrique de la rivière Mattagami (centrales de pointe) et des réservoirs de retenue sur les rivières Abitibi et Frederickhouse	143
Figure 7-3 :	Taille relative du foie, exprimée en % d'indice somatique hépatique (ISH), des meuniers noirs mâles et femelles prélevés en amont (UP) de la rivière Mattagami et en aval de l'usine de papier à Smooth Rock Falls (SRF), à Cyprus Falls (CyF), au réservoir Harmon (HH) et à Kipling (KIP) en 1997	144
Figure 7-4 :	Taille relative des gonades, exprimée en % d'indice gonadosomatique (IGS), des meuniers noirs femelles prélevés dans la rivière Frederickhouse au lac Nighthawk (Fhlk) et près de l'autoroute Highway 11 (FH), et dans la rivière Abitibi en amont (UP) de Twin Falls et en aval de l'usine de papier à Iroquois Falls (DS) en 1998	146
Figure 7-5 :	Taille relative du foie, exprimée en % d'indice somatique hépatique (ISH), des meuniers noirs mâles prélevés dans la rivière Groundhog à Carmichael Falls (GH-CF), la rivière Kapuskasing à Woman Falls (KAP-WF), en amont à Beaver Falls (KAP-UP), à Two Bridges (KAP-TB) et à Freddy Flats (KAP-FF), de 1991 à 1996	151
Figure 7-6 :	Taille relative des gonades, exprimée en % d'indice gonadosomatique (IGS), des meuniers noirs mâles prélevés dans la rivière Groundhog à Carmichael Falls (GH-CF), la rivière Kapuskasing à Woman Falls (KAP-WF), en amont à Beaver Falls (KAP-UP), à Two Bridges (KAP-TB) et à Freddy Flats (KAP-FF), de 1991 à 1996	152
Figure 7-7 :	Taille relative des gonades, exprimée en % d'indice gonadosomatique (IGS), des meuniers noirs mâles prélevés dans la rivière Groundhog à Fauquier Bridge (GH-FB), la rivière Mattagami en amont (MATT-UP), en aval à Smooth Rock Falls (MATT-SRF) et à Cyprus Falls (MATT-CyF), de 1991 à 1998 . . .	154
Figure 7-8 :	Coefficient de condition (K) des meuniers noirs femelles prélevés dans la rivière Groundhog à Fauquier Bridge (GH-FB), la rivière Mattagami en amont (MATT-UP), en aval à Smooth Rock Falls (MATT-SRF) et à Cyprus Falls (MATT-CyF), de 1991 à 1998	155
Figure 7-9 :	Peuplements de poissons du bassin versant de la rivière Moose exprimés en abondance relative (%).	160
Figure 7-10 :	Analyse multidimensionnelle non métrique (AMDNM) des communautés d'espèces de poissons prélevés dans le bassin versant de la rivière Moose	161

Liste des figures (suite)

Figure 7-11 :	Analyse multidimensionnelle non métrique (AMDNM) des comparaisons des sites au niveau des communautés des espèces	162
Figure 7-12 :	Modification d'année en année, exprimée en abondance relative (%), des peuplements de poissons en amont de la rivière Mattagami, de 1993 à 1998.. . . .	164
Figure 7-13 :	Prise totale de toutes les espèces de poissons dans les rivières Missinaibi, Kapuskasing, Groundhog, Mattagami et Abitibi. La répétition des sites correspond aux années consécutives de capture	165
Figure 7-14 :	Prises par unité d'effort (PUE) de meuniers noirs dans les rivières Missinaibi, Kapuskasing, Groundhog, Mattagami et Abitibi. Les PUE sont normalisées au nombre de meuniers noirs capturés, par nuit, par 100 m de filet.	166
Figure 8-1 :	Cinquième et sixième étape dans l'évaluation guidée par les effets: Identifié les aspects impaire et les facteurs limitant	169
Figure 8-2 :	Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une baisse de disponibilité de nourriture et d'habitat.	177
Figure 8-3 :	Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de disponibilité de nourriture et d'habitat.	179
Figure 8-4 :	Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de la mortalité des poissons adultes	182
Figure 8-5 :	Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de la mortalité des poissons juvéniles	183
Figure 8-6 :	Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de la mortalité des oeufs ou des premiers stades de la vie	185
Figure 8-7 :	Progression des schémas de populations de poissons en réponse à un dérèglement métabolique	187
Figure 8-8 :	Sommaire des réponses des populations de poissons aux agents stressants	188
Figure 8-9 :	Sommaire des différences "écologiquement pertinentes" dans la taille des gonades chez les poissons femelles	196
Figure 8-10 :	Sommaire des changements jugés "écologiquement pertinents" dans le coefficient de condition des poissons mâles	198
Figure 8-11 :	Sommaire des changements jugés "écologiquement pertinents" dans le volume du foie des poissons mâles	200
Figure 9-1 :	Investigation de la cause ou des agents stressants critiques dans l'évaluation guidée par les effets	205
Figure 10-1 :	Changements liés à la possibilité d'utilisation ou changements qui ne sont pas durables, qui doivent être analysés et soumis à une atténuation	222
Figure 10-2 :	Description de la décision basée sur le fait que les effets sur les poissons ou l'habitat des poissons sont acceptables ou non	224
Figure 10-3 :	Les résultats d'essais de toxicité sur les poissons sont utiles pour comprendre s'il existe d'éventuelles préoccupations de toxicité	228
Figure 10-4 :	Structure du processus de décisions proposé	230
Figure 11-1 :	Sommaire du modèle d'évaluation basée sur les effets pour l'évaluation des effets cumulatifs	234

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2-1	Directives servant à l'évaluation des effets cumulatifs (version modifiée du PIE, 1998)	11
Tableau 2-2	Aperçu des méthodes d'évaluation des effets cumulatifs	13
Tableau 3-1	Informations de base requises pour définir le bassin versant à étudier	23
Tableau 3-2	Valeurs annuelles moyennes du climat entre 1951 et 1980.	33
Tableau 3-3	Emplacement de la centrale, année de mise en service, capacité installée, bassin de réception, volume normal de retenue et débits moyens des aménagements hydroélectriques sur les rivières Kapuskasing, Groundhog et Mattagami) ...	35
Tableau 3-4	Éléments d'évaluation de l'écosystème identifiés durant le séminaire multilatéral de 1992 (Greig et al., 1992)	41
Tableau 3-5	Contraintes potentielles associées aux divers agents stressants dans le bassin de la rivière Moose (adapté d'après ESSA, 1996b)	41
Tableau 3-6	Analyse granulométrique des sédiments (% de composition) réalisée pour les rivières Mattagami et Kapuskasing (détails dans Farwell, 2000)	48
Tableau 3-7	Sommaire de la qualité d'eau ; valeurs moyennes pour 1994 à 1996	55
Tableau 4-1	Comparaison des réponses au stress à différents niveaux d'organisation ...	65
Tableau 4-2	Indicateurs de mesure des points d'extrémité décrivant la structure de l'âge, la dépense d'énergie et la mise en réserve d'énergie	70
Tableau 5-1	Espèces de gros poissons signalées dans la rivière Moose et quatre de ses affluents	73
Tableau 5-2	Espèces de petits poissons signalées dans la rivière Moose et quatre de ses affluents	74
Tableau 5-3	Espèces de poissons en voie de disparition en Ontario	75
Tableau 5-4	Caractéristiques des espèces indicatrices pour optimiser l'évaluation, guidée par les effets, de la santé du milieu aquatique à l'aide des populations de poissons.	77
Tableau 5-5	Caractéristiques du cycle biologique des espèces de gros poissons signalées dans le bassin versant de la rivière Moose	81
Tableau 5-6	Caractéristiques du cycle biologique des espèces de petits poissons signalées dans le bassin versant de la rivière Moose	82
Tableau 5-7	Sites et programmation des prélèvements dans les études du bassin versant de la rivière Moose	85
Tableau 6-1	Longueur, poids, âge, coefficient de condition (K), indices hépatosomatique (ISH) et gonadosomatique (IGS) des meuniers noirs mâles matures prélevés en automne dans des sites du bassin versant de la rivière Moose	99
Tableau 6-2	Longueur, poids, âge, coefficient de condition (K), indices hépatosomatique (ISH) et gonadosomatique (IGS) des meuniers noirs femelles matures prélevés en automne dans des sites du bassin versant de la rivière Moose	101
Tableau 6-3	Caractéristiques à grande échelle de l'habitat parmi les sites de référence sur les rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami	106
Tableau 6-4	Longueur, poids, âge, facteur de condition (K), ISH (indice somatique hépatique) et IGS (indice gonadosomatique) des meuniers noirs femelles	

	prélevés en automne en amont de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami, de 1993 à 1998	117
Tableau 6-5	Pourcentage de différence d'une année à l'autre, au niveau de l'âge, de la grandeur, du coefficient K et du poids des gonades, chez les meuniers noirs femelles en amont de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami	117
Tableau 6-6	Pourcentage de différence d'une année à l'autre, au niveau de l'âge, de la grandeur, du coefficient K et du poids des gonades, des meuniers noirs mâles en amont de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami	122
Tableau 6-7	Pourcentage de différence d'une année à l'autre, pour les autres sites de référence, en ce qui concerne les meuniers noirs femelles (par rapport aux mesures de l'année précédente, ou par rapport à la différence la plus grande observée), en fonction du changement moyen dans les paramètres constatés sur la rivière Mattagami en amont de Smooth Rock Falls	122
Tableau 6-8	Probabilités (p) des effets et interactions majeurs dans les analyses de variance double (âge) et de covariance (autres paramètres) pour l'évaluation de la variabilité spatiale et temporelle dans les paramètres de réponse des meuniers noirs femelles prélevés dans les sites de référence des rivières Kapuskasing et Mattagami, de 1994 à 1996	125
Tableau 6-9	Changement dans la grandeur de la différence (en pour cent) d'une année à l'autre (1994 vs. 1995, 1995 vs. 1996) à chaque site, et entre sites pour chaque année	1125
Tableau 6-10	Unités de température quotidienne relatives (UTQ) pour la rivière Mattagami en aval de Smooth Rock Falls, comparant les profils de 1996 à 1998	130
Tableau 6-11	Données des températures pour les affluents ouest du bassin versant de la rivière Moose (rivières Missinaibi, Kapuskasing et Groundhog)	131
Tableau 6-12	Données des températures pour les sites de la rivière Mattagami	132
Tableau 6-13	Données des températures pour les sites des rivières Frederickhouse et Abitibi	133
Tableau 7-1	Taille, poids, coefficient de condition (K), IGS et ISH des meuniers noirs prélevés en septembre 1993 (d'après Nickle et al., 1999)	141
Tableau 7-2	Moyenne et erreur-type (n) de l'âge, la taille du corps et la dimension des organes des perches-truites (<i>Percopsis omiscomaycus</i>) prélevées dans les rivières Kapuskasing, Mattagami et Groundhog en automne 1995.	148
Tableau 7-3	Coefficient de condition (K), indices ISH et IGS chez les meuniers noirs mâles et femelles prélevés dans les sites de la rivière Kapuskasing	156
Tableau 7-4	Coefficient de condition (K), indices ISH et IGS chez les meuniers noirs mâles et femelles prélevés dans les sites de la rivière Groundhog	157
Tableau 8-1	Schémas généralisés des réponses des populations de poissons à des changements de populations	173
Tableau 8-2	Sommaire comparatif des changements relatifs dans tout l'organisme et les mesures physiologiques de la perche-truite (<i>Percopsis omiscomaycus</i>) et du meunier noir (<i>Catostomus commersoni</i>) collectés en aval de l'usine de papier et du barrage hydroélectrique, par rapport aux poissons prélevés dans en amont du site de référence à Woman Falls sur la rivière Kapuskasing en automne 1995	191
Tableau 9-1	Sources de données écoépidémiologiques pour définir la cause et l'effet ...	206

1. INTRODUCTION

Dans la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (www.ceaa.gc.ca), le gouvernement du Canada a inséré une prescription qui tient compte des effets cumulatifs environnementaux. La *Loi* élargit l'évaluation des effets cumulatifs (EEC) afin d'inclure les activités actuelles et les activités probables qui régissent tout projet de développement (par ex., aménagement de centrales hydroélectriques), du début à la fin de sa vie utile. Elle stipule que les promoteurs de projets d'aménagement sont tenus d'identifier tous les effets cumulatifs potentiels sur l'environnement, de les analyser, de déterminer leur étendue prévisible et de préciser les mesures éventuelles d'atténuation. La *Loi* exige également de tenir compte des effets cumulatifs réels et probables sur toute la vie utile de tout projet d'aménagement proposé. Bien que ces prescriptions soient en vigueur depuis 1995, il n'existe aucune méthode scientifique largement acceptée ou établie pour analyser et évaluer les modifications environnementales cumulatives. L'Agence canadienne d'évaluation environnementale (ACEE) a récemment publié un *Guide du praticien* (ACEE, 1999) qui contient une orientation générique.

Autrefois, les évaluations des impacts environnementaux (EIE) étaient couramment réalisées sans connaissance explicite préalable des effets cumulatifs, bien que les projets d'aménagement déjà en service fussent identifiés implicitement en décrivant les conditions courantes. Les apports relatifs des projets d'aménagement individuels ou des agents stressants n'étaient pas pris en compte séparément et, souvent, n'auraient pu être de toute façon séparés sur la base de l'information disponible. À ce jour, la plupart des évaluations des effets environnementaux cumulatifs (EEEC) ont toujours mis en jeu une estimation traditionnelle de l'impact environnemental, menée sur une vaste échelle géographique (CEAWG, 1997). Les évaluations traditionnelles des impacts sur l'environnement faisaient appel à des méthodes prédictives basées sur les agents stressants, lesquelles se fondent généralement sur la théorie globale d'évaluation des risques élaborée par l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA, 1992, 1996). Les méthodes basées sur les agents stressants ont été conçues de façon à tenir compte des agents individuels, comme par exemple un seul agent chimique dans un rejet ou bien un seul type d'effluent.

À mesure que la densité des projets d'aménagement augmente, un besoin évident se fait sentir d'essayer de prendre en compte les effets cumulatifs d'une façon plus systématique. La Commission canadienne du développement économique et durable, sous la direction du Bureau du vérificateur général du Canada, a complété en 1998 une révision de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (www.oag-bvg.gc.ca). Cette Commission a souligné que les dispositions relatives à l'EEC n'étaient pas appliquées de façon conséquente et donc qu'une meilleure orientation était nécessaire. Elle a par ailleurs observé qu'une autre faiblesse était le manque de suivi, ce suivi étant indispensable pour s'assurer que les prédictions étaient valides.

1.1 Sommaire de la question

L'évaluation des effets cumulatifs peut servir à déterminer la réponse cumulative aux agents stressants existants, ou encore être utilisée comme modèle de prévision pour déterminer quel impact pourrait avoir un agent stressant supplémentaire sur un écosystème donné. La méthode la plus employée actuellement pour entreprendre une évaluation prévisionnelle des effets cumulatifs éventuels d'un aménagement dépend des agents stressants mis en jeu. L'évaluation basée sur les agents stressants consiste à dresser une liste et à documenter les agents stressants actuels et éventuels, ainsi que les composantes importantes de l'écosystème, puis à utiliser les trajets supposés des impacts potentiels afin d'effectuer des prédictions et d'élaborer d'éventuelles stratégies d'atténuation. Les actuelles méthodes basées sur les agents stressants s'emploient habituellement comme exercice théorique, souvent avec une collecte relativement limitée de données propres au site étudié. En outre, d'après les antécédents connus des méthodes, les chercheurs ne s'engagent pas vraiment à faire un suivi qui permettrait de valider les prédictions de l'évaluation pré-aménagement.

Alors que les évaluations des risques écologiques à l'aide d'un seul agent stressant et les évaluations des impacts sur l'environnement (EIE) ont été utilisées avec succès pour réduire les effets environnementaux, les agressions de l'environnement étaient autrefois associées en général aux intrants bruts. Au cours des dernières décennies, on a enregistré une baisse globale des contraintes anthropogéniques imposées aux réseaux aquatiques à mesure que diminuait la toxicité aiguë de nombreux rejets industriels et municipaux ; cette diminution est attribuable aux constantes améliorations du traitement des rejets et au procédé plus répandu et plus efficace de neutralisation. Un meilleur traitement a également donné lieu à des réductions de l'enrichissement en matières nutritives et de la demande d'oxygène biologique (DOB) associés aux rejets d'eaux usées. On constate aussi une baisse des rejets, des refoulements ou de l'application de composés persistants et lipophyliques. Un certain niveau de recouvrement écologique a d'ailleurs été observé dans de nombreux bassins hydrographiques nord-américains qui avaient autrefois subi des agressions considérables.

À mesure que diminuait l'intensité des impacts environnementaux, des changements autrefois non soupçonnés ont été constatés dans les milieux aquatiques exposés aux rejets des usines de papier (Munkittrick *et al.*, 1998), aux effluents des égouts (Jobling *et al.*, 1998 ; Servos *et al.*, 1998a), aux décharges agricoles (Servos *et al.*, 1998b) et à d'autres sources industrielles (Matthiessen *et al.*, 1998), comme notamment les effluents d'usines de textiles (Servos, 1999). En général, ces impacts ont pour origine des produits chimiques inconnus ou alors qui n'étaient pas soupçonnés autrefois comme étant dangereux aux niveaux détectés dans les rejets. Des expositions à des agents chimiques ont pu être corrélées à l'apparition de changements dans la maturité des poissons (Munkittrick *et al.*, 1991), l'apparence de poissons intersexués (Jobling *et al.*, 1998), et des altérations dans la fonction de reproduction (Colborn *et al.*, 1996 ; Matthiessen, 1998) ; Tattersfield *et al.*, 1998). Ces types d'impacts ne pouvaient être pris en compte durant les prédictions basées sur les agents stressants vu que l'existence des changements, les trajets des impacts et l'identité des agents chimiques responsables étaient encore inconnus il y a dix ans. Des réponses ont été

détectées à de très faibles niveaux d'exposition et, dans certains cas, à des distances beaucoup plus éloignées que celles que l'on prenait en considération durant les évaluations traditionnelles des effets sur l'environnement ou les évaluations de risques (*i.e.*, >90 km, Hodson et al., 1992). En outre, les outils que l'on utilisait couramment autrefois pour rechercher les effets simples n'étaient pas conçus pour détecter les subtiles réponses sublétales que l'on sait détecter aujourd'hui.

L'un des défis auxquels fait face l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) réside dans le fait que les réponses subtiles de l'environnement liées à la technologie moderne et au traitement des déchets peuvent s'inscrire dans la gamme de variabilité des performances naturelles qui peuvent être associées à des agents stressants environnementaux tout à fait naturels. Des changements subtils dans la croissance, la taille et la performance de reproduction des poissons peuvent également être associés à des agents stressants non chimiques tels que la température, le pH et l'oxygène dissout qui ne sont pas directement liés aux intrants anthropogéniques (figure 1-1).

Les défis que doivent soulever les personnes chargées de l'évaluation des effets cumulatifs peuvent exiger que de nouvelles méthodes soient élaborées pour faire face aux réalités des impacts environnementaux prévus qui pourraient se situer dans la gamme des réponses aux agents stressants naturels. Depuis quelque temps, on prête énormément d'attention à tenter d'adapter la structure actuelle d'évaluation des risques (EPA US, 1992, 1996) à l'observation d'agents stressants multiples (Foran et Ferenc, 1999 ; Ferenc et Foran, 2000). L'étape de formulation d'un problème dans le cadre de l'évaluation des risques porte en principe sur chacun des agents stressants individuellement, en utilisant un dialogue itératif entre les décideurs, les évaluateurs de risques et les parties concernées par le projet, afin de définir le problème lié aux agents stressants connus, aux points d'extrémité de l'évaluation et aux points d'extrémité des mesures, et en vue de développer un modèle conceptuel pour l'analyse des risques potentiels (Moore et Biddinger, 1995). Ce processus devient plus difficile si de multiples composantes ou de multiples agents stressants doivent être analysés simultanément.

On réalise actuellement l'évaluation des risques écologiques pour plusieurs raisons, allant des tentatives prédictives d'évaluer les dangers potentiels des nouveaux produits chimiques aux vastes évaluations rétrospectives mettant en jeu les évaluations régionales ou basées sur les ressources (voir figure 1-2). Les évaluations rétrospectives permettent aux chercheurs d'utiliser le biote du milieu pour fournir une réponse intégrée aux agents stressants cumulatifs qui sont présents. Cette méthode n'a pas encore été employée pour les évaluations prédictives.

Plusieurs lacunes de données critiques ont empêché le développement d'une approche basée sur les effets, notamment l'absence d'un cadre de travail convenable, une compréhension inadéquate de la variabilité naturelle des indicateurs de performance, le débat autour de la façon de définir les sites de référence, et les préoccupations sur la pertinence écologique des changements dans la performance des organismes résidents dans le milieu. Même en

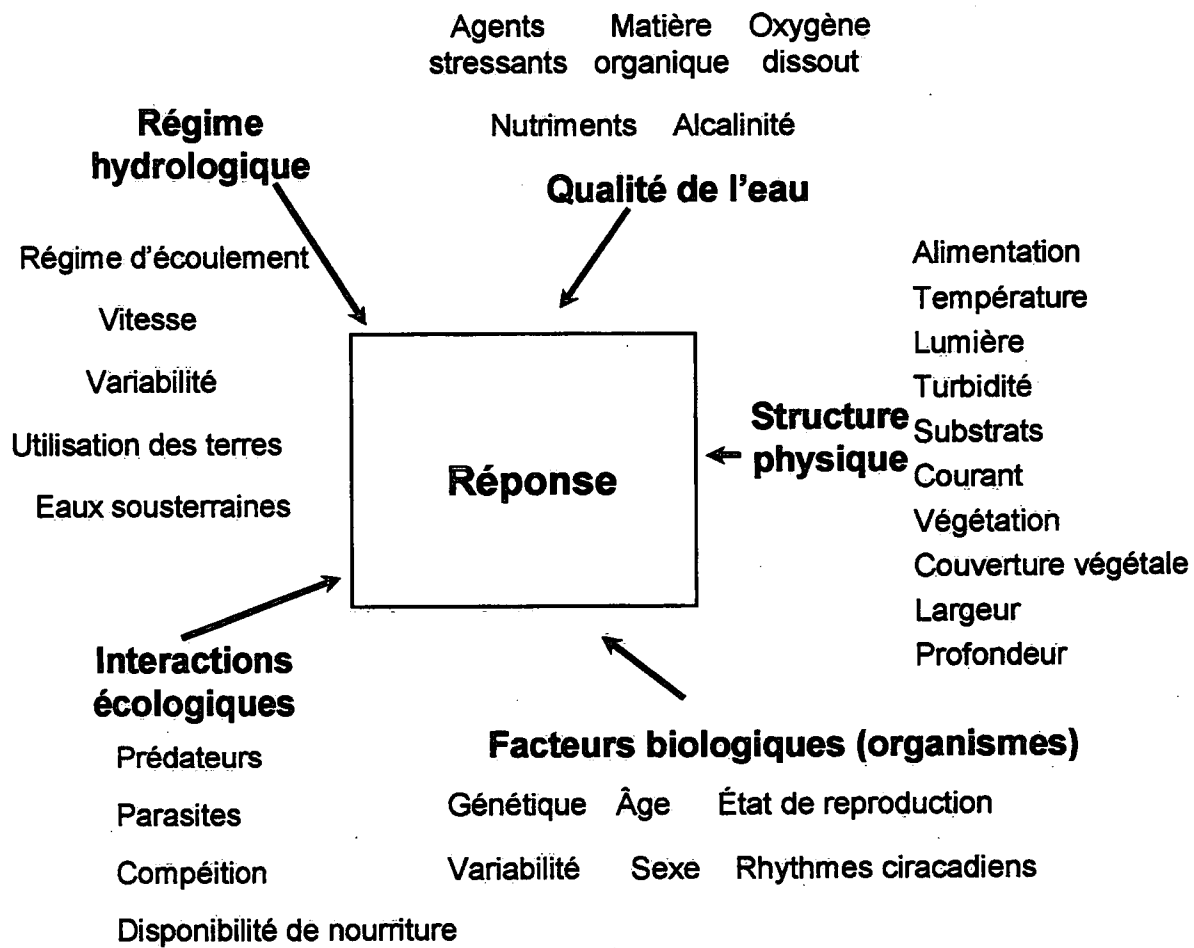


Figure 1-1 : Facteurs influençant la performance des organismes aquatiques

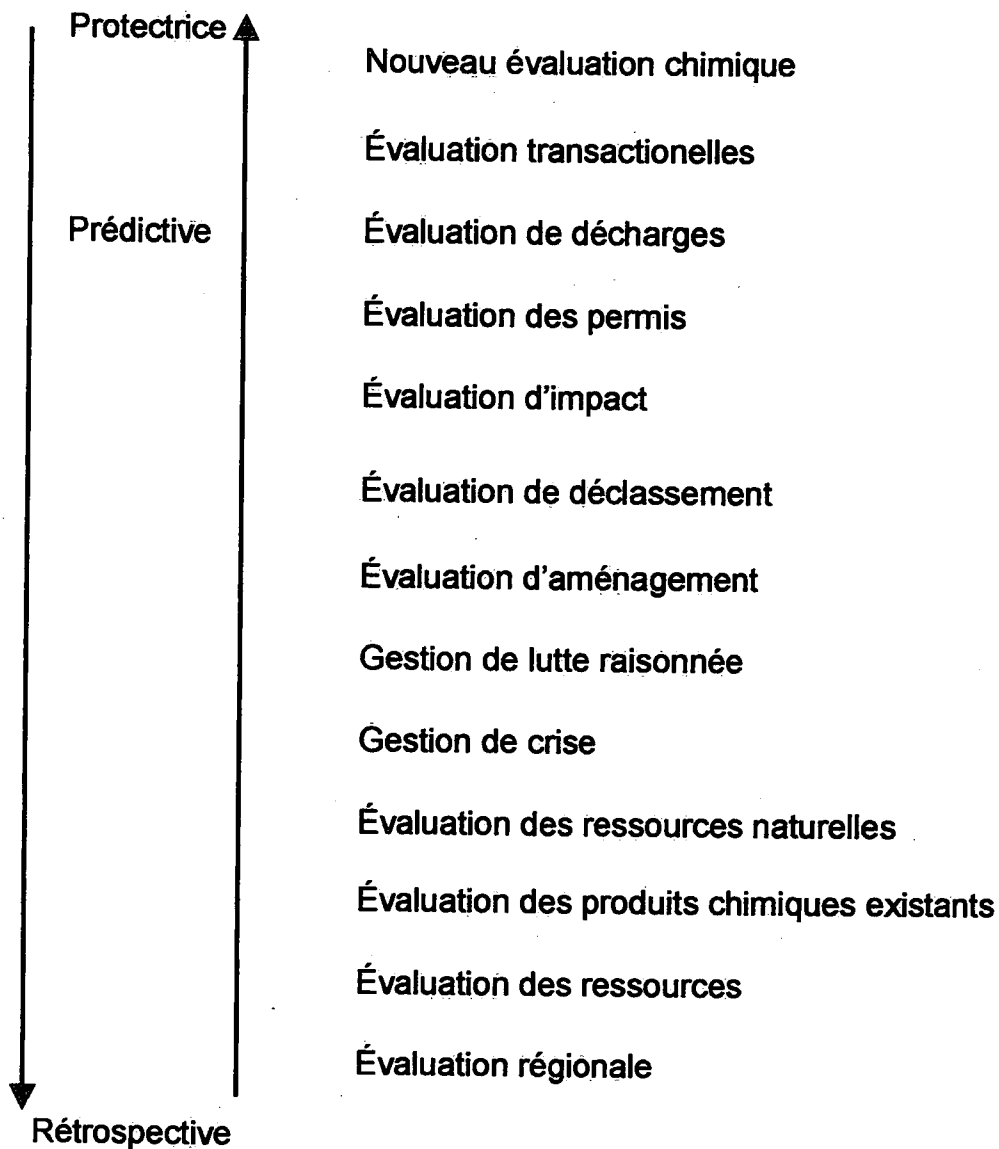


Figure 1-2 : Types d'évaluations des risques employant actuellement le paradigme d'évaluation des risques de l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA)

l'absence d'aménagements industriels ou autres contraintes anthropogéniques, les milieux aquatiques sont nécessairement exposés à divers agents stressants et il peut s'avérer impossible d'identifier et de prioriser les agents stressants existants, ou de prédire l'impact d'agents stressants supplémentaires, sans bien comprendre l'état actuel du milieu.

1.2 Évaluation basée sur les effets dans le bassin hydrographique de la rivière Moose

Des études menées vers la fin des années 1980 ont permis de documenter la possibilité que les rejets des usines de papier ont un effet sur la performance de reproduction des poissons, notamment les niveaux de stéroïdes sexuels circulants, la taille des gonades, l'âge à la maturité et les caractères sexuels secondaires (McMaster *et al.*, 1991; Munkittrick *et al.*, 1991). Ces études ont été élargies en 1991 afin d'inclure des sites supplémentaires dont certains dans le bassin hydrographique de la rivière Moose (Munkittrick *et al.*, 1994; Servos *et al.*, 1994; van den Heuvel *et al.*, 1994). Ces études ont mis en lumière des changements dans la performance des poissons (taille des gonades, taille du foie, taux de croissance, indicateurs physiologiques) en aval de deux usines de papier dans le bassin de la rivière Moose (Munkittrick *et al.*, 1994). Des collectes additionnelles de poissons ont confirmé que des réponses biochimiques des catostomes noirs (induction OFM ou oxygénases à fonction mixte) pouvaient être observées à plus de 30 km en aval de l'usine de papier de Smooth Rock Falls (Munkittrick, Van Der Kraak et McKinley, données non publiées).

Des préoccupations au sujet des impacts possibles associés aux aménagements hydroélectriques nouveaux ou modernisés (PIE, 1994) ont été soulevées au même moment où l'on réalisait que les réponses attribuables aux rejets des usines de papier pouvaient être constatées très loin en aval des aménagements industriels (Hodson *et al.*, 1992). Un intérêt s'est manifesté en examinant les rejets de l'actuelle centrale hydroélectrique et de l'actuelle usine de papier dans le cadre d'une évaluation rétrospective afin de déterminer les rôles relatifs des agents stressants au niveau de la contribution aux impacts actuels dans le bassin étudié. Il a également été envisagé que les études pourraient fournir des bases préliminaires à l'élaboration d'une démarche se fondant sur les effets destinée à une évaluation prédictive.

1.3 Description du site : bassin hydrographique de la rivière Moose

Le bassin versant de la rivière Moose se trouve dans la partie nord-est de l'Ontario et s'écoule dans la Baie James à travers la ville de Moosonee (figure 1-3). Le bassin hydrographique couvre plus de 100 000 km² et la population humaine dépasse les 100 000 âmes dont plus de la moitié vivent dans les cours d'eau supérieurs du bassin, dans la région de Timmins. Ce bassin est relativement isolé et non exploité.

Situé dans le Bouclier canadien, ce bassin versant est constitué de 6 grands réseaux fluviaux : les rivières Missinaibi, Kapuskasing, Gations de poissons. Le projet d'origine a

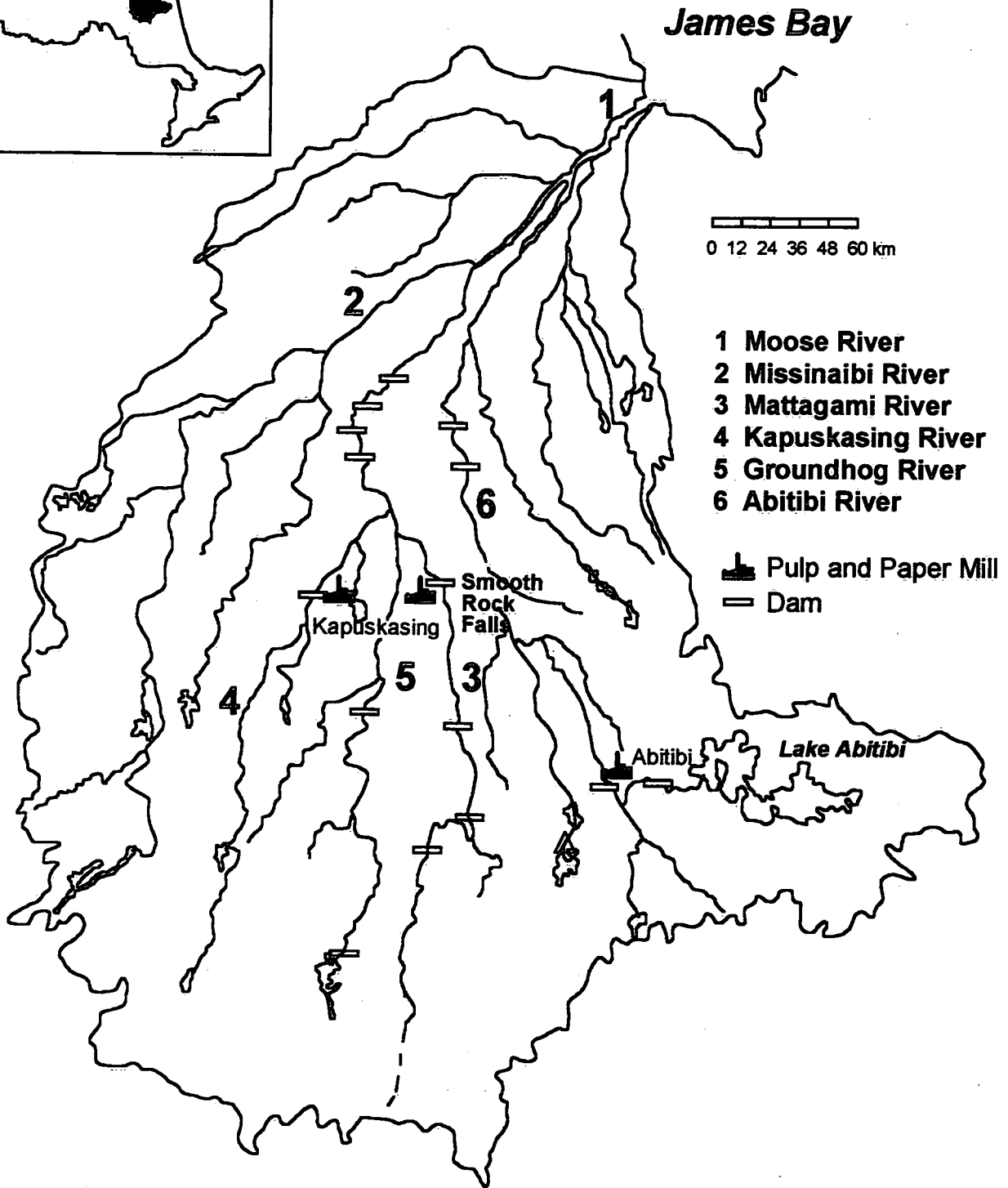
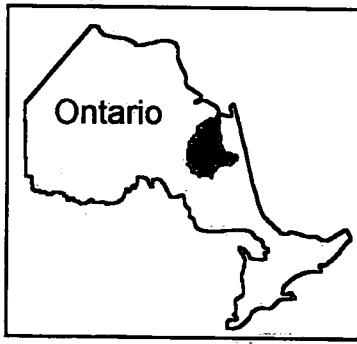


Figure 1-3 : Carte du bassin versant de la rivière Moose, montrant les principaux aménagements hydroélectriques et les principales usines de papier

également permis d'évaluer les sites de référence situés sur ces affluents, en amont des plus grands aménagements industriels.

La rivière Missinaibi représente une vaste région hydrographique inexploitée et a été désignée rivière patrimoniale en même temps que parc provincial de l'Ontario. De ce fait, cette rivière est protégée des activités humaines de développement industriel dans les limites du parc provincial qui s'étendent jusqu'à 120 à 200 m du bord de l'eau sur presque toute la longueur du cours d'eau. Quasiment tous les autres réseaux fluviaux dans le bassin versant de la rivière Moose ont été sujets, dans une certaine mesure, à des aménagements industriels dont notamment des barrages hydroélectriques et des usines de pâtes et papiers.

La rivière Kapuskasing comporte une centrale hydroélectrique au fil de l'eau et une grande usine de pâtes et papiers située à Kapuskasing. La rivière Groundhog comporte une centrale hydroélectrique au fil de l'eau à Carmichael Falls qui a commencé ses opérations en octobre 1991. La rivière Mattagami compte nombre d'installations hydroélectriques (centrales au fil de l'eau et centrales à charge de pointe), des réservoirs de retenue, ainsi qu'une usine de papier à Smooth Rock Falls. Les aménagements d'exploitation minière dans les eaux amont de la rivière Mattagami près de Timmins n'ont pas été pris en compte dans le plan de l'étude en raison de leur éloignement en amont. La rivière Abitibi compte une usine de papier et plusieurs centrales hydroélectriques (centrales au fil de l'eau et centrales à charge de pointe).

Les avantages à utiliser le bassin versant de la rivière Moose pour déclencher l'élaboration du processus d'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) comprennent :

1. *Tracé du réseau hydrographique* : on dénombre cinq rivières de tailles et de débits à peu près semblables, leurs bras centraux offrant des dimensions et des déclivités comparables. Ces rivières ont plusieurs types différents d'aménagements : la rivière Missinaibi a une quasi-impossibilité de développement vu qu'elle fait partie du patrimoine canadien ; la rivière Groundhog ne compte qu'un aménagement hydroélectrique ; les trois autres rivières comprennent des installations hydroélectriques et des papeteries utilisant divers procédés de réduction en pâte.
2. *Développement limité et faibles populations* : la plupart des projets d'aménagement sont regroupés dans la région du Bouclier et presque tous sont relativement récents (début des années 1900). Bien qu'il existe quelques villes proches des usines de papier, les centres urbains sont petits et les apports des autres sites (agents stressants) devrait être minime. Pour une grande partie du bassin, l'accès est restreint.
3. *Obstacles pour les poissons* : en plus des actuelles régulations de débit et des structures de production d'hydroélectricité dans le bassin, on trouve un grand nombre de chutes et d'obstacles naturels aux déplacements des poissons entre les sites.

4. *Études supplémentaires* : plusieurs groupes de décideurs ont manifesté leur intérêt à une coordination des informations relatives au bassin versant de la rivière Moose, y compris le ministère ontarien des ressources naturelles, par le biais de sa division Partenariat pour le partage des informations environnementales (PIE). Par ailleurs, plusieurs séminaires se sont tenus en vue de développer et de recueillir des informations pertinentes (Greig *et al.*, 1992 ; ESSA, 1996a, b ; PIE, 1998 ; Greig *et al.*, 1998), ce qui a permis d'identifier les agents stressants présents dans le bassin versant de la rivière Moose.

1.4 Objectifs de l'étude

Les principaux objectifs du projet d'étude du bassin versant de la rivière Moose étaient :

- la caractérisation des paramètres de performance des poissons peuplant les cours d'eau exploités et non exploités du bassin hydrologique de la rivière Moose ;
- l'établissement d'indicateurs reflétant la performance des populations de poissons dans le bassin hydrologique de la rivière Moose ;
- l'identification des changements survenus dans l'habitat des poissons et des agents stressants environnementaux liés aux différences de performance d'un site à l'autre ;
- l'élaboration d'une méthodologie commune et d'une structure d'interprétation pour évaluer les effets cumulatifs, s'appliquant aux caractéristiques de performance des poissons dans un bassin versant soumis à divers scénarios d'aménagements industriels ; et
- l'élaboration d'un modèle pour effectuer des prédictions des effets des aménagements industriels proposés sur les populations de poissons.

2. MÉTHODES D'ÉVALUATION DES EFFETS CUMULATIFS

Il existe actuellement plusieurs méthodes permettant l'évaluation des effets cumulatifs, allant de l'expansion géographique d'une traditionnelle évaluation des impacts environnementaux (ÉIE) aux techniques évoluées basées sur les agents stressants, actuellement en développement pour l'Agence d'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC). Le présent chapitre décrit les différences qui existent entre les méthodes ÉIE et ÉEC, expose certaines des techniques de l'ÉEC basée sur les agents stressants, sur l'évaluation des agents stressants contrastants et sur l'évaluation basée sur les effets, et enfin décrit certains des avantages et des utilisations d'un processus d'évaluation basé sur les effets.

2.1 ÉEC comparée aux ÉIE

Les évaluations des impacts environnementaux (ÉIE) sont exigées dans le cadre de tout processus d'aménagement industriel pour tenter de réduire les conséquences de l'aménagement spécifiques au projet. Les ÉIE traditionnelles étaient toutefois limitées en termes de portée, de superficie géographique et de délai d'exécution (cadre temporel). Le point d'intérêt essentiel de la plupart des évaluations des milieux aquatiques, dans les ÉIE, portait autrefois sur l'abondance des populations de poissons exploitées ou susceptibles d'exploitation, sur la présence d'espèces menacées ou en voie de disparition, et sur l'abondance et l'adaptabilité de l'habitat. Dans de nombreux cas, les ÉIE ne concédaient pas spécifiquement que des impacts sublétaux pouvaient déjà exister dans le milieu étudié, et qu'une augmentation graduelle du niveau de contrainte pouvait avoir des effets dépassant ceux qui auraient pu être prédits.

Les ÉIE comprennent en général cinq étapes (PEI, 1998) :

1. Établissement de la portée de l'évaluation ou définition du problème
2. Description des conditions déjà existantes
3. Identification de l'impact potentiel
4. Élaboration de stratégies d'atténuation
5. Prédiction des impacts et évaluation de leur importance

Le processus d'ÉIE représente généralement un aperçu des données sur les espèces, conçu pour une inférence de causalité et une extrapolation à des situations futures. Par comparaison, les méthodes des effets cumulatifs tendent à être plus holistiques, dynamiques, contextuelles et fonctionnelles. La démarche d'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) a été élaborée par besoin d'élargir l'étendue des préoccupations liées à l'évaluation des projets d'aménagement, ce qui fait que l'ÉEC est largement admis comme étant une ÉIE avec une portée géographique plus étendue.

Tel qu'il a été défini par le *Groupe de travail de Agence canadienne d'évaluation environnementale* (ACÉE), le processus d'ÉEC est une évaluation spécifique à chaque projet (GTACÉE, 1999) qui comporte 10 étapes (voir tableau 2-1). La description du processus d'ÉEC s'applique aux évaluations basées sur les agents stressants et dépend d'une évaluation initiale des trajets de réponse des agents stressants ainsi que des éléments d'évaluation de l'écosystème. Il existe deux différences importantes entre les procédures décrites pour l'ÉEC et l'ÉIE. La première est que la description des conditions déjà existantes et de l'identification des impacts potentiels exigés par l'ÉIE, est représentée par une analyse des effets. Or, selon l'ÉEC, on suppose que la situation existante pourrait déjà être associée à des effets. Le stress provoqué par des installations, qu'elles soient nouvelles dans un milieu vierge ou qu'elles s'ajoutent à d'autres déjà en place, peut être additif, synergique ou antagoniste à la situation qui existait avant l'aménagement industriel ; et il se crée aussi un besoin d'études de suivi. Le centre d'intérêt et les besoins d'informations eux aussi changent avec l'ÉEC, exigeant des données supplémentaires sur l'échelle temporelle et sur la fréquence des changements, de même que sur les causes sous-jacentes des changements et sur la définition des changements anthropogéniques par rapports aux changements naturels.

Tableau 2-1
Directives servant à l'évaluation des effets cumulatifs
(version modifiée du PIE, 1998)

Composante	Description des étapes
Portée de l'évaluation	<ul style="list-style-type: none"> • Identifier les sujets de préoccupation à l'échelle régionale • Choisir les éléments d'évaluation appropriés de l'écosystème régional • Identifier les limites spatiales et temporelles • Identifier les autres facteurs susceptibles d'affecter les mêmes éléments d'évaluation de l'écosystème
Analyse des effets	<ul style="list-style-type: none"> • Achever la collecte des données de référence régionales • Évaluer les effets de toutes les mesures choisies sur les éléments d'évaluation de l'écosystème
Identification de l'atténuation	<ul style="list-style-type: none"> • Recommander les mesures d'atténuations nécessaires
Évaluation de l'importance	<ul style="list-style-type: none"> • Évaluer l'importance des effets résiduels • Comparer les tendances aux seuils ou aux objectifs et tendances d'utilisation des sols
Suivi	<ul style="list-style-type: none"> • Recommander un suivi des incidences à l'échelle régionale

Aussi bien l'ÉIE que l'ÉEC sont compliquées par plusieurs facteurs dont : l'absence d'une méthodologie largement acceptée, la spécificité du site étudié, les processus variables de prise de décisions, les limites de juridiction qui se chevauchent, et les attentes des intervenants qui estiment que les décisions doivent être précises (PIE, 1998). Le succès dépend d'un niveau moins élevé d'expectative et de l'assurance qu'une compréhension suffisante des conditions réelles du site soit établie, rendant ainsi plus défendables les décisions à prendre.

Les éléments essentiels de l'ÉEC, tels qu'ils sont résumés par le US Council of Environmental Quality (CEQ, 1997) comprennent :

- L'analyse doit se faire en termes de réponse intégrée d'une ressource ou d'un écosystème à une combinaison d'agents stressants directs ou indirects, dans le temps ;
- L'évaluation doit être limitée en portée et réalisée dans des limites administratives acceptables ; elle doit durer au-delà du cadre temporel de l'action qui a provoqué les effets ;
- L'analyse doit comprendre une évaluation de la capacité à admettre des contraintes supplémentaires en termes de capacité de tolérance ou de seuil de contrainte sur l'environnement.

Une ÉEC doit être itérative et adaptative, et doit se pencher essentiellement sur les caractéristiques propres au site. Il est concevable qu'un tronçon d'une rivière puisse tolérer un nouveau rejet d'exploitation minière, mais pas un nouvel aménagement hydroélectrique ; ainsi, les informations propres au site sont essentielles pour évaluer les impacts potentiels. De ce fait, la prédiction des impacts potentiels devient une sorte de compréhension du milieu assez bonne pour prévoir comment de nouveaux agents stressants associés à l'éventuel aménagement industriel vont interagir avec les agents stressants qui limitent déjà l'utilisation du milieu.

Étant donné l'absence d'une méthodologie reconnue et largement acceptée, le processus d'ÉEC doit se fonder bien plus sur le développement de la science que ne le faisait le processus d'ÉIE ; l'accent doit être mis sur la méthodologie de recherche et sur l'analyse scientifique (PIE, 1998). Il faut reconnaître explicitement que les prédictions peuvent ne pas être précises et il est crucial de s'engager à faire un suivi pour tester les prédictions des impacts sur l'environnement, des trajets des impacts et des réponses cumulatives. Le principal résultat doit se concentrer sur la capacité à admettre des effets supplémentaires, c'est-à-dire la capacité de tolérance ou les seuils critiques des contraintes environnementales.

Les méthodes d'ÉEC doivent prendre en compte la spécificité du site, une analyse des effets existants, un engagement à incorporer les progrès scientifiques à mesure qu'ils se développent, une reconnaissance que les prédictions peuvent ne pas être précises, et un engagement à faire un suivi pour permettre les changements dans les stratégies de gestion à mesure que les nouvelles données deviennent disponibles.

2.2 Méthodes d'évaluation des effets cumulatifs, basées sur les agents stressants

Il n'existe aucune méthodologie cohérente nécessaire pour l'ÉEC, ce qui se traduit par une vaste diversité de démarches (revues dans PIE, 1998). L'absence d'une méthodologie

cohérente et largement appliquée est attribuable à un grand nombre de facteurs, y compris la répartition des responsabilités en matière de réglementation, la complexité des grands bassins hydrographiques, l'absence de données antérieures sur les régions à développer, et les délais trop courts pour les processus d'évaluation et d'approbation (PIE, 1998).

L'ÉEC est réalisée la plupart du temps comme exercice théorique et nombre de méthodes ont été utilisées avec succès en vue de vérifier la limitation des impacts liés aux projets d'aménagements industriels. Bien que ces méthodes représentent l'état actuel de la science, elles ne prennent pas efficacement en compte toutes les exigences identifiées pour l'ÉEC (voir tableau 2-2).

Tableau 2-2
Aperçu des méthodes d'évaluation des effets cumulatifs
 À mesure que l'on descend dans le tableau, les méthodes deviennent plus acceptables, moins subjectives, plus exigeantes en données, plus coûteuses et plus orientées vers l'ÉEC

Méthode	Brève description
Ad hoc	Questionnaires non structurés, interviews, rencontres, exercices visant à favoriser le consensus de groupe
Listes de contrôle	Procédé ad hoc formalisé utilisant des listes de contrôle d'échelle et de pondération
Matrices	Organisation tabulaire bi-dimensionnelle des interactions
Modèle Argonne de matrices multiples	Réseaux, schémas de traitement et diagrammes de système évoluant à partir de matrices pour illustrer les liaisons de cause à effet, les impacts et les conditions environnementales
Modèle conceptuel de Soreson	Combinaison d'une matrice gradins et d'une matrice colonnes incluant les effets de l'utilisation des terres, les facteurs de causalité, les changements de condition et induits, les effets et les atténuations
Modélisation informatique	Modèles utilisant diverses analyses allant des simples équations mathématiques aux systèmes experts
Programmation linéaire	Modèle mathématique qui identifie les affectations de ressources dans un ensemble de conditions, puis qui choisit l'affectation optimale
Analyse des tendances	Projection graphique des conditions passées ou futures
Analyse spatiale	Report graphique des distributions spatiales des composantes environnementales à l'aide de transparents superposables sur un système d'information géographique (SIG)
Mappage par superposition des ressources	Élaboration de classement d'adaptabilité par comparaison des effets cumulatifs avec les déterminations de l'adaptabilité des terres
Analyse de paysage	Description de la structure spatiale des composantes écologiques et des processus dans une unité territoriale
Analyse de l'écosystème	Évaluation des interactions entre les éco-communautés dans les éléments naturels d'un écosystème
Méthode de pondération/ évaluation	Prise en compte des solutions de rechange sur une échelle quantitative pour comparaison, utilisées dans une analyse de décision

Analyse de compensation multi-attributs	Processus de prise de décisions qui compare et classe les diverses options de mesures à prendre
Analyse de capacité de tolérance	Identification des facteurs potentiellement limitatifs utilisant des équations mathématiques pour décrire la capacité de tolérance de la ressource
Analyse d'objectif de perturbation des terres	Choix d'un niveau prévu (objectif) d'indicateur environnemental comme critère de décision pour évaluer les projets d'aménagements actuels et futurs
Procédures adaptatives	Simulation de modèles sur ordinateur comme guide pour la mise au point d'une structure méthodologique pour l'ÉEC

Parmi les lacunes dans les données associées aux méthodes actuelles basées sur les agents stressants, on trouve notamment la complexité de ces données et le manque de spécificité au site. Nombre des méthodes ne prennent pas suffisamment en compte les aspects spatiaux et temporels, les interactions et les seuils admis. Dans les cas où les interactions sont prises en considération, elles peuvent être médiocrement intégrées et trop simplifiées, ignorant les aspects temporels et spatiaux. Certaines méthodes sont qualitatives et subjectives, sont limitées dans leur portée et ne sont pas faciles à faire comprendre aux dirigeants des groupes d'intérêts (PIE, 1998). En général, une compréhension médiocre des seuils et des trajets des effets cumulatifs ne fait que compliquer toutes les procédures.

Le PIE (1998) décrit plusieurs types de procédures adaptatives qui semblent le mieux convenir à l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC). Les procédures adaptatives permettent une nouvelle prise en considération périodique des conclusions à mesure que de nouvelles données se font disponibles. Toutefois, ces techniques adaptatives se basent largement sur des simulations informatiques qui exigent la collecte d'un très gros volume de données. Les procédures sont coûteuses, trop longues et difficiles à communiquer au public. En outre, elles présentent l'inconvénient de ne pas expliquer comment compléter les diverses étapes.

Devant l'état actuel de nos connaissances, il est difficile d'élaborer une structure de gestion itérative et adaptative se fondant sur la capacité de tolérance et les seuils des réponses. De tels modèles exigeraient un trop gros volume de données et un nombre trop considérable de relevés de terrain et d'informations de surveillance topographique. En outre, une évaluation de l'effet supplémentaire marginal attribuable à un nouveau projet d'aménagement serait difficile à réaliser sans comprendre au préalable l'état actuel des impacts liés aux agents stressants déjà existants. Il est clair qu'il existe un besoin de réévaluation sur comment l'ÉEC est appliquée pour essayer de réduire les limitations des méthodes actuelles.

2.3 ÉEC basée sur les agents stressants s'appliquant au bassin versant de la rivière Moose

Les préoccupations se sont faites plus vives quant aux éventuels effets cumulatifs des aménagements industriels dans le bassin versant de la rivière Moose (BVRM) lorsque, en

1989, un rapport d'Ontario Hydro sur la planification de l'offre et la demande d'énergie a identifié la possibilité d'accroissement du nombre d'aménagements hydroélectriques (rapport PIE, 1994). À l'automne de 1990, les responsables des Premières nations habitant dans la partie inférieure du BVRM ont montré un intérêt accru dans l'élaboration d'un processus permettant d'analyser et de tenir compte des effets cumulatifs des aménagements hydroélectriques dans le BVRM (PIE, 1994). Un intérêt renouvelé a surgi lorsque l'on a appris l'éventuelle construction d'installations industrielles destinées à la fabrication de pâtes et papiers, l'exploitation possible de nouvelles mines et l'augmentation des activités touristiques et de loisirs dans les diverses régions du BMVR (Greig et Wedels, 1992). Un séminaire s'est tenu au printemps de 1992 afin d'évaluer ces préoccupations (ESSA, 1992 ; Greig et Wedels, 1992).

Le gouvernement ontarien a mis en place un processus de consultation au sujet du bassin versant de la rivière Moose afin de trouver des moyens de résoudre les problèmes de planification relatifs au développement des ressources et au conflit éventuel sur les propositions de construction d'aménagements hydroélectriques. Vers la fin de 1991 et le début de 1992, un représentant nommé par le gouvernement réalisait une série de consultations avec les membres des Premières nations, les organismes autochtones, les groupes d'intérêt, ainsi que le personnel et les fonctionnaires du gouvernement, afin d'écouter et de comprendre les préoccupations. Le rapport sur les consultations recommandait la mise en place d'une initiative de collecte de données de référence visant à aider les parties concernées dans le processus d'évaluation des effets cumulatifs dans le BVRM. Le PEI (Partenariat pour le partage des informations environnementales) sur le bassin versant de la rivière Moose avait été formé entre le gouvernement ontarien, les Premières nations et le gouvernement du Canada afin de répondre aux préoccupations croissantes relativement aux impacts environnementaux et sociaux résultant de la proposition de construire de nouveaux aménagements hydroélectriques dans le BVRM (PIE, 1994). Le PIE avait mis l'accent sur la gestion de l'information, les effets environnementaux cumulatifs et la connaissance écologique traditionnelle se rapportant au bassin versant de la rivière Moose.

Les objectifs du programme scientifique du PIE pour le BVRM étaient de collecter, synthétiser, classer et analyser les informations existant sur les impacts, d'identifier les lacunes importantes, de lancer et/ou appuyer des études d'évaluation des impacts sur le milieu aquatique au niveau de l'exploitation forestière, de l'exploitation minière et des aménagements hydroélectriques. Le PIE a investi d'importants efforts dans le développement d'une base de données visant à appuyer l'ÉEC et a produit une base d'informations environnementales exhaustives sur le BVRM, ainsi que plusieurs études d'évaluation d'impact des principales activités d'exploitation des ressources dans le bassin (ESSA, 1996a,b).

Le PIE a élaboré un cadre de travail conceptuel pour l'ÉEC (PEI, 1999). La méthode décrite par le PIE est basée sur les agents stressants et se concentre sur la planification régionale et hydrographique (PIE, 1998 ; Greig *et al.*, 1998). Cette méthode se penche

essentiellement sur la le développement d'une compréhension des éléments d'évaluation de l'écosystème, (avec leurs trajets et seuils) acceptables par le public, de même que sur l'identification des trajets d'impact et sur la définition de la capacité de tolérance. Même s'il existe un certain scepticisme au sujet de l'aptitude à définir la capacité de tolérance et les seuils écologiques acceptables (Greig *et al.*, 1998), la planification des projets dans un bassin versant doit normalement prévoir cette capacité de tolérance, élargissant les options de gestion et d'atténuation, et identifiant les éléments d'évaluation de l'écosystème et les niveaux acceptables de changement (figure 2-1).

La méthode basée sur les agents stressants définie au cours des colloques du PIE (PIE, 1998 ; Greig *et al.*, 1998) devrait être employée comme complément de la méthode basée sur les effets, résumée dans le reste de ce rapport. Le PIE a identifié certaines lacunes dans les données relatives à l'élaboration d'une ÉEC pour le bassin versant de la rivière Moose, et au développement de relations de cause à effet (résumées par Portt *et al.*, 1999). Les lacunes de données peuvent en général s'appliquer, quel que soit le type d'évaluation, et elles sont essentielles pour progresser dans ce processus. Les recommandations du PIE incluaient notamment :

- création d'une banque des informations existantes sur le bassin versant de la rivière Moose ;
- prise en compte d'autres agents stressants potentiels qui n'ont pas reçu l'attention nécessaire (dans le cas particulier du BVRM, ce sont : l'agriculture, les eaux d'égout, la pisciculture ou la pêche commerciale et l'exploitation forestière) ;
- caractérisation des conditions de référence dans le bassin versant de la rivière Moose ;
- établissement d'un processus de planification qui va permettre de déterminer la condition future voulue du bassin ;
- appui de la recherche qui va mener à une compréhension des milieux naturels dans le BVRM, et à des mécanismes par lesquels se produisent les impacts.

Certains des travaux de développement du PIE sont résumés ici et incluent un aperçu des anciens aménagements industriels du BVRM, des aménagements futurs et de l'identification des éléments d'évaluation de l'écosystème ainsi que des trajets d'impact des agents stressants. Des informations supplémentaires sont fournies dans les rapports détaillés du PIE cités dans les sommaires.

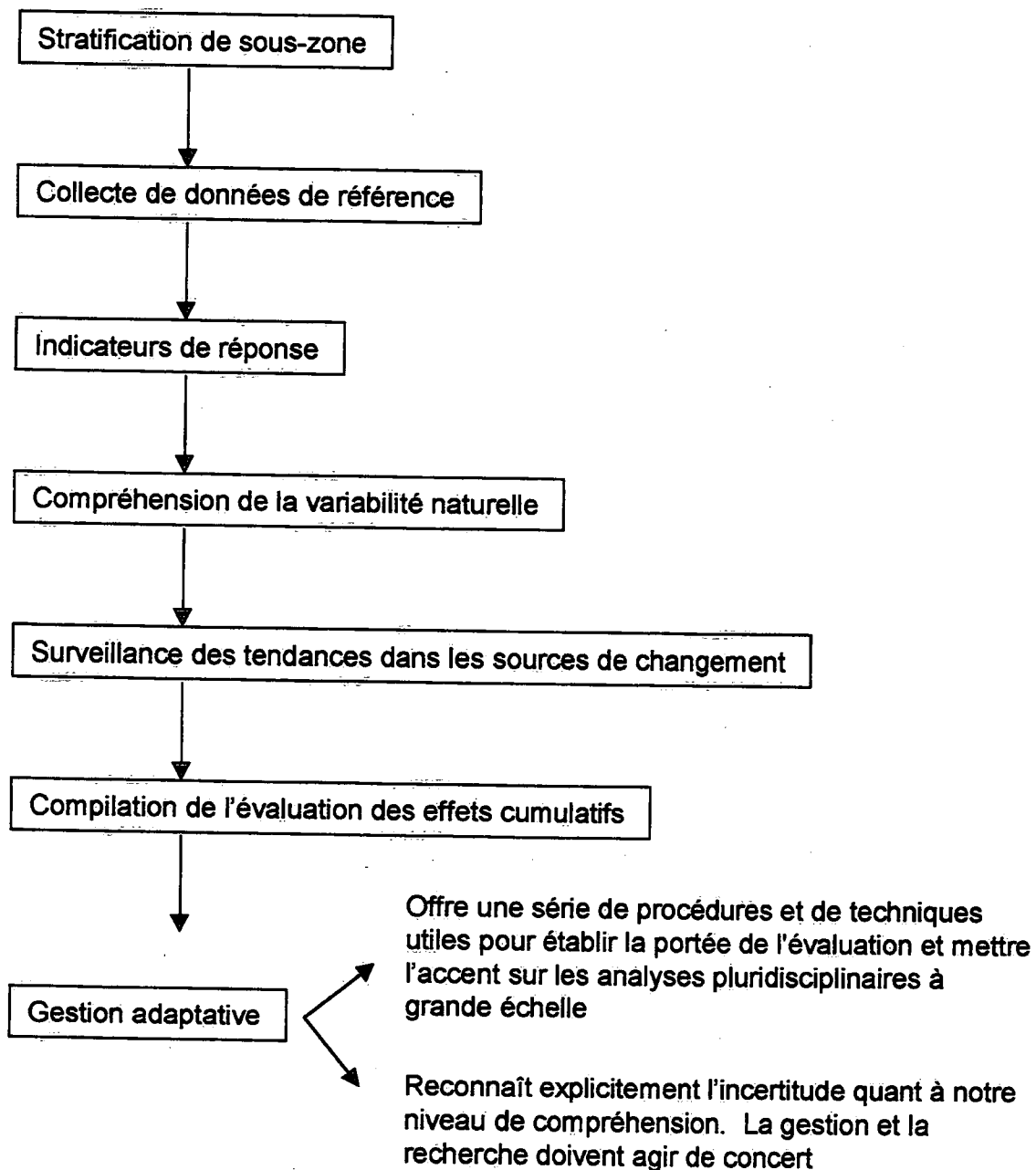


Figure 2-1 : Aperçu du processus ÉEC proposé pour le bassin versant de la rivière Moose, basé sur les résultats d'un colloque multilatéral (Greig *et al.*, 1998)

2.4 Évaluations comparatives basées sur les agents stressants et sur les effets

En matière d'ÉEC, les méthodes basées sur les agents stressants de même que les méthodes basées sur les effets s'inscrivent dans un processus d'évaluation des risques s'inspirant largement des protocoles d'évaluation des risques écologiques selon l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA, 1992, 1996). La méthode basée sur les agents stressants fait appel au développement d'un modèle conceptuel se fondant sur l'interaction des agents stressants et des éléments d'évaluation de l'écosystème (figure 2-2). Elle se base sur des intégrateurs à grande échelle des réponses biologiques (diversité, abondance), et sur l'utilisation de données disponibles ou sur la tenue de colloques pour aboutir à une compréhension consensuelle parmi les intervenants. Les adeptes des projets d'aménagements favorisent davantage les méthodes basées sur les agents stressants que celles basées sur les effets car les premières se concentrent sur les impacts potentiels spécifiques liés aux aménagements proposés. L'inconvénient de cette concentration est la supposition inhérente que les impacts potentiels liés aux projets proposés sont compris et seront applicables au milieu récepteur en exploitation. Les agents stressants naturels et déjà existants pourraient jouer un plus grand rôle dans la détermination des impacts potentiels des aménagements si les changements prévus sont subtils et s'inscrivent dans la gamme des valeurs normalement perçues dans un milieu récepteur.

L'ÉEC devrait avoir pour objet de déterminer dès le début si le ou les aménagements existant déjà ont un impact (ou si les conditions sont propices à un impact au cas où des aménagements n'existent pas encore), et ensuite de déterminer ou de prévoir l'étendue de l'impact associé à l'aménagement ou aux aménagements futurs. Bien qu'il soit primordial de pouvoir examiner le potentiel des impacts connus des nouveaux agents stressants, il est très difficile d'évaluer l'impact d'un aménagement futur sur un milieu visé si l'on ne connaît pas l'état et la sensibilité actuels du milieu. Le potentiel des impacts des agents stressants peut être amorti dans les milieux où existe une possibilité d'immigration de poissons, mais aggravé dans les milieux sans mouvements de populations de poissons. De même, il y a possibilité d'impacts par synergie des agents stressants dans un milieu qui ne contient pas assez de nourriture pour les populations, où encore dans lequel la reproduction des espèces est contrainte à la concurrence. Les méthodes d'évaluation basées sur les effets présentent la caractéristique d'essayer de définir l'état environnemental accumulé, le but ultime étant de pouvoir réduire les impacts associés à la modification des aménagements existants, mais aussi de prédire et d'empêcher les impacts imputables à l'ajout de nouveaux aménagements dans le milieu visé.

Cette évaluation guidée par les effets prescrit la mesure de "l'état environnemental accumulé" du milieu visé et la tentative de déterminer (a) si la performance est inférieure au niveau prévu dans des sites comparables, et (b) quels facteurs empêchent la performance d'être à un niveau "normal". L'analyse va dépendre de la manière dont les organismes résidents (dans notre cas, les poissons) vont s'intégrer aux diverses conditions environnementales et aux agents stressants. La prédiction ne peut être possible que si le milieu étudié est compris, ne serait-ce que de façon élémentaire, et l'extrapolation aux

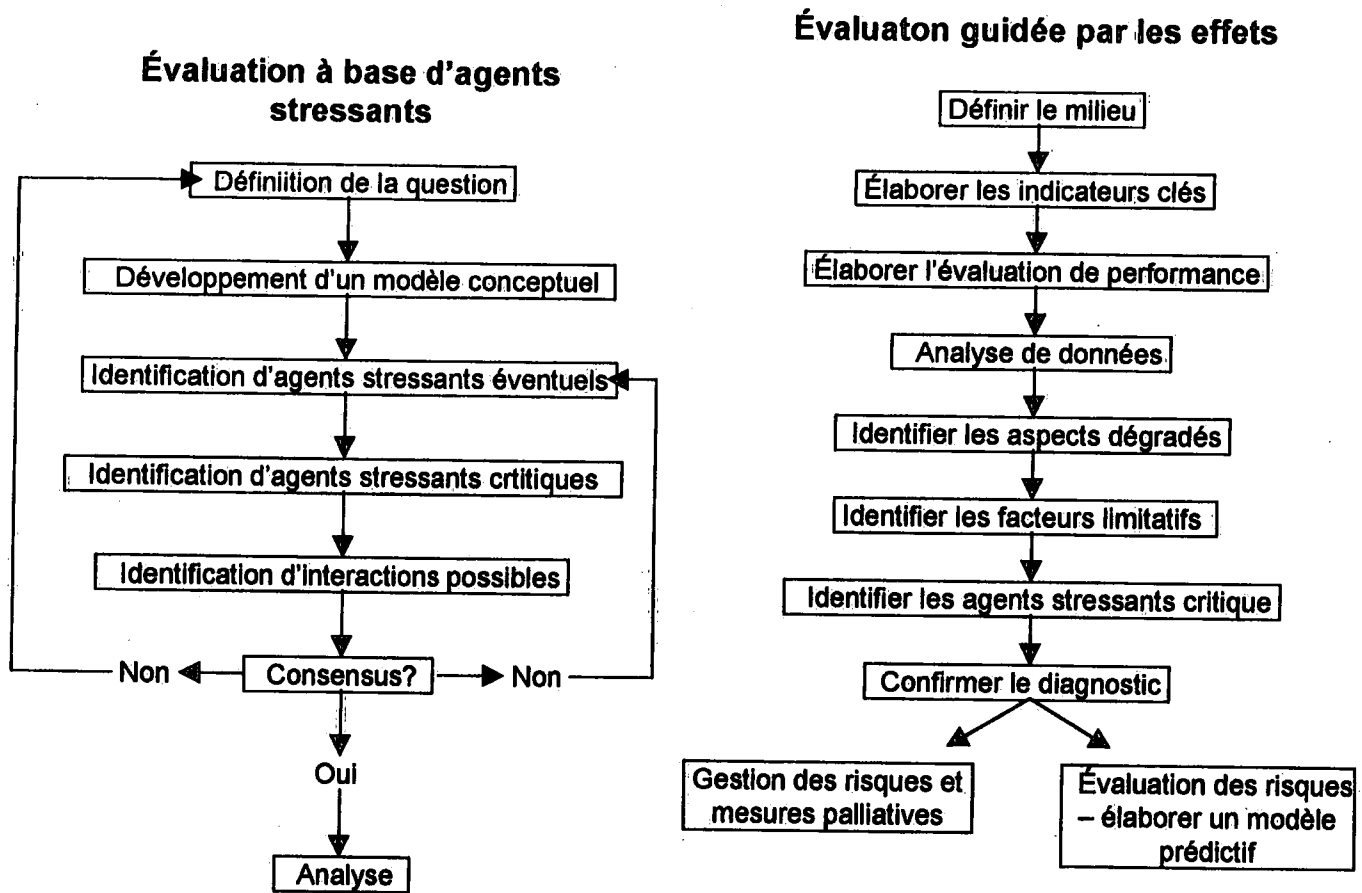


Figure 2-2 : Étapes de base dans les évaluations traditionnelles basées sur les agents stressants (Foran et Ferenc, 1999) en fonction des étapes menées durant les évaluations guidées par les effets

autres bassins versants exigera une compréhension élémentaire du processus qui caractérise ce ou ces milieux. L'évaluation doit avant tout pouvoir fournir assez de preuves pour apprécier la performance du milieu, et elle doit fournir une description des réponses dans le milieu à un processus de prise de décision qui va déterminer l'acceptabilité des changements. Les informations obtenues sont alors intégrées à un processus d'évaluation des risques ; c'est la connaissance des réponses déjà présentes dans le milieu qui peut orienter l'évaluation des risques.

L'objectif ultime de ces deux méthodes est de permettre une réduction des impacts associés à la modification des aménagements déjà existants, et de prévoir et empêcher les impacts attribuables à l'ajout de nouveaux aménagements industriels au milieu visés. La principale différence entre la méthode basée sur les agents stressants et la méthode basée sur les effets tient aux types de données requises pour l'évaluation ; la méthode basée sur les effets exige par ailleurs un engagement de surveillance des sites de référence, une gestion adaptative et un suivi des réponses environnementales post-aménagement, qui manque actuellement dans la plupart des situations.

2.5 Usages de l'évaluation des effets cumulatifs guidée par les effets

Les principaux avantages de l'évaluation guidée par les effets sont qu'elle fournit : (a) des informations particulières au site pour l'évaluation des risques écologiques ; (b) une base pour l'évaluation et le suivi post-aménagement ; et (c) une base particulière au site pour commencer à comprendre la capacité d'assimilation.

Une évaluation guidée par les effets n'exige aucune documentation exhaustive préalable des identités des agents stressants et les analyses initiales ne dépendent pas de l'identité des agents stressants. Même s'il peut y avoir un grand nombre d'agents stressants mis en jeu, "l'état environnemental accumulé" constitue la somme des impacts de tous les agents stressants. Si des organismes se développent, se reproduisent et survivent à des taux optimum, on peut supposer que les conditions existantes ne limiteront pas la performance des organismes résidents. Si des espèces servant de "critère d'alerte" sont limitées dans leur évolution au niveau de la croissance, la reproduction ou la survie, la performance limitée des facteurs environnementaux peut servir à orienter l'analyse des risques. Une étude supplémentaire peut alors apporter une connaissance détaillée de ces facteurs propres au site, et l'évaluation des risques se concentrerait sur la manière dont ces facteurs limitatifs vont interagir avec l'aménagement proposé.

Les évaluations guidées par les effets offrent la possibilité de fournir la base de référence visant à estimer les changements cumulatifs et à orienter les programmes de suivi post-aménagement et d'évaluation. Les informations post-aménagement sont cruciales pour les évaluations de risques par relevés de terrain et pour améliorer le processus d'évaluation des risques. L'aspect central de l'évaluation serait de déterminer si des mesures d'atténuation sont nécessaires et de définir quels facteurs doivent être modifiés ou mis en valeur durant

l'atténuation afin d'en tirer un avantage maximal. Cette approche offre l'intérêt particulier que chaque évaluation reste propre au site et s'adapte aux nouvelles données à mesures qu'elles deviennent disponibles.

Lorsqu'un aménagement est implanté dans un milieu, il devient très important d'être en mesure d'estimer la capacité de ce milieu à tolérer ou assimiler les déchets sans affecter de façon préjudiciable sa performance. Afin d'estimer les capacités d'assimilation des milieux récepteurs, il est essentiel de disposer d'indicateurs des limites de "changement acceptable" dans ces milieux. Les évaluations de la performance du milieu visé, avant et après l'aménagement d'un gros complexe industriel, fournissent normalement des estimés des conséquences des changements dans ce milieu. Dans un milieu non exploité, la compréhension des facteurs environnementaux limitant la performance du milieu permet une meilleure caractérisation de la capacité du milieu spécifique à tolérer des changements dans ces facteurs limitatifs, et procure une base particulière au site pour commencer à aborder la question de la capacité d'assimilation. Si un aménagement existant est à l'origine d'une baisse de performance du milieu, les facteurs limitatifs doivent être soumis à un suivi et il est crucial que tout nouveau projet d'aménagement n'augmente pas la charge contraignante de ces facteurs. La quantification du niveau de contrainte existant et de ses conséquences sur la performance peut permettre d'établir un objectif de charge contraignante pour un aménagement futur. Des recherches supplémentaires seraient nécessaires pour déterminer l'éventualité d'une augmentation de cette charge, mais entre-temps, le niveau de contrainte existant peut être utilisé comme palier maximal pour un aménagement futur, si un aménagement existant n'entraîne aucune modification de la performance du milieu visé.

2.6 Éléments clés de l'ÉEC guidée par les effets

Les étapes successives dans la méthode basée sur les effets comprennent : la définition des limites géographiques de l'étude, l'établissement des principaux indicateurs de performance du milieu, le développement de l'évaluation de la performance, et l'identification des aspects dégradés, des facteurs limitatifs et des agents stressants critiques (figure 2-2). Les méthodes se basant sur les effets entraîneront la collecte de meilleures données de référence avant la construction de nouvelles installations industrielles, et une adoption plus largement (et mieux) acceptée des programmes de suivi post-aménagement. L'existence de données de référence procurant des informations sur la croissance, la performance de reproduction et la survie des poissons, ainsi que sur les agents stressants limitant la performance du milieu visé, rendra plus précises les prédictions et les évaluations des risques.

Une compréhension complète du milieu aquatique est rarement possible avant l'approbation d'un nouveau projet d'aménagement. Les campagnes de suivi post-aménagement ont en général été largement négligées bien qu'elles soient critiques pour l'évaluation des prédictions relatives au projet d'aménagement. Une campagne continue de suivi post-

aménagement, axée sur la détection des changements dans la performance par rapport aux conditions de base, offre normalement assez de délai pour empêcher que les impacts ne deviennent graves ou irréversibles. Plutôt que de tenter de gérer les écosystèmes par prédiction et extrapolation, il est préférable de les gérer d'une manière plus adaptative, une campagne de suivi post-aménagement étant axée sur la détection de changements dans la performance des principales espèces du milieu.

2.7 ÉEC basée sur les effets pour le bassin versant de la rivière Moose

Il est indispensable d'élaborer la méthode basée sur les effets de façon à ce qu'elle soit propre au site. Les étapes d'une telle méthode doivent notamment : définir les limites géographiques de l'étude, établir les principaux indicateurs de performance du milieu visé, élaborer l'évaluation de la performance, identifier les aspects dommageables, les facteurs limitatifs et les agents stressants critiques (figure 2-2). Les chapitres qui suivent décrivent la manière de développer un système guidé par les effets et propre au site, en vue d'une évaluation des risques et d'une gestion adaptative, utilisant l'exemple du bassin versant de la rivière Moose. Bien que ce système ne représente pas une évaluation exhaustive des effets cumulatifs dans le bassin versant de la rivière Moose, il constitue un plan d'ensemble qui permet de réaliser une telle évaluation.

3. DÉFINITION DU MILIEU (PRÉCONCEPTION)

La structure de base du milieu visé doit être bien comprise afin de développer les indicateurs de performance à employer dans le suivi et l'évaluation (figure 3-1). Des informations générales aident à définir la portée et l'étendue de l'évaluation. Afin de connaître le type d'informations qui devraient être examinées durant la préparation de l'étude, on peut faire appel aux guides de référence pour les phases de préconception ou de caractérisation du site, préparés par Environnement Canada dans le cadre de son *PCSEE* (*Programme canadien de suivi des effets sur l'environnement*, 1997a,b,c, 1999). Le processus de définition du milieu a pour objet de fournir suffisamment d'informations générales pour que l'étude soit particulièrement adaptée au site. Les exigences de base incluent une compréhension de l'hydrogéologie, des influences du climat local, des aménagements industriels (existant ou proposés), de la chimie de l'eau, de la structure physique et du biote du milieu (tableau 3-1).

Tableau 3-1
Informations de base requises pour définir le bassin versant à étudier
(Environnement Canada, PCSEE, 1999)

Élément	Informations requises	Analyse raisonnée
Géologie de la roche de fond	<ul style="list-style-type: none"> - histoire géologique - minéralisation dans les cours d'eau supérieurs - géologie des dépôts meubles 	agit sur la chimie de l'eau (de référence)
Hydro-géologie	<ul style="list-style-type: none"> - forme des canaux - turbidité - sols - substrats - rejets - déclivité (pente d'écoulement) 	incidence majeure sur les habitats de poissons
Climat	<ul style="list-style-type: none"> - température - précipitations - épisodes climatiques rares 	courbes saisonnières et annuelles, variabilité ; des épisodes climatiques rares et extrêmes peuvent agir sur la variabilité, l'interprétation et l'extrapolation.
Aménagements industriels	<ul style="list-style-type: none"> - encombrement et configuration des installations industrielles - changements récents de procédés - prises d'eau et rejets - zones de dilution - antécédents de contamination et retombées atmosphériques - aménagements futurs éventuels 	définir les préoccupations possibles
Structure physique	<ul style="list-style-type: none"> - affluents - barrages, barrières à poissons - bathymétrie - zones de croissance végétale 	impact sur la mobilité des poissons, les sources d'énergie et le transit de l'énergie

Chimie de l'eau	<ul style="list-style-type: none"> - une détermination étendue des caractéristiques générales devrait refléter la géologie, les données des aménagements étant superposées aux données de base - chimie des nutriments 	<p>données pertinentes pour bien comprendre les incidences éventuelles sur l'environnement</p> <p>il est important de comprendre le transit de l'énergie et la productivité</p>
Biote	<ul style="list-style-type: none"> - espèces de poissons présentes - espèces rares, menacées ou en voie de disparition - pisciculture, pêche sportive, de subsistance ou commerciale - autre connaissance du biote pour l'étude de préconception (données sur la communauté benthique) - données historiques disponibles sur le milieu visé 	<p>aide à la sélection des indicateurs</p>

On utilisera un aperçu global des caractéristiques du bassin versant de la rivière Moose (BVRM) pour établir le cadre de l'étude, mais il est entendu que des renseignements plus détaillés sont nécessaires pour une évaluation complète.

3.1 Géologie de la roche de fond

Une connaissance de base de la géologie de la roche de fond est indispensable avant de réaliser une évaluation guidée par les effets, vu que des différences dans la zone de l'étude peuvent se traduire par des changements dans la chimie de l'eau et par des dégradations des populations de poissons. Cela est démontré ici avec une description de la géologie de la roche sous-jacente du bassin versant de la rivière Moose. Le BVRM s'étend au nord de l'Ontario, les rivières s'écoulant en direction du nord de la baie James. Le sous-sol de la partie supérieure (sud) du bassin hydrologique est constitué par des roches du Bouclier canadien précambrien, lequel est recouvert de dépôts glaciaires, fluvio-glaciaires et glacio-lacustres. Dans la plupart des régions, ces dépôts sont minces et hétérogènes, mais dans la portion sud-est du bassin, on trouve un vaste dépôt d'argile glacio-lacustre, ce qui confère une forte turbidité aux rivières qui y coulent. Cette condition laisse penser que les réseaux hydrographiques dans la région sud-ouest (*i.e.*, rivières Abitibi et Frederickhouse) peuvent ne pas être directement comparables aux rivières du sud-ouest en termes de performance du milieu.

Dans le Bouclier canadien, nombre d'affleurements de la roche de fond donnent lieu à des chutes et des rapides dont la plupart constituent des obstacles à la migration des poissons. Ces obstacles ont tendance à gêner le déplacement des poissons et à entraîner des effets ponctuels des données de performance. Cela est particulièrement utile lorsque l'on tente d'évaluer les impacts locaux.

Les dépôts sédimentaires des époques mésozoïque et paléozoïque se trouvent au-dessous de la partie méridionale du bassin hydrographique (Brousseau et Goodchild, 1989), connue sous le nom de Basses-terres de la baie d'Hudson. À cet endroit, la roche de fond est couverte de sédiments marins et glaciaires sur lesquels reposent des dépôts de tourbe. Là

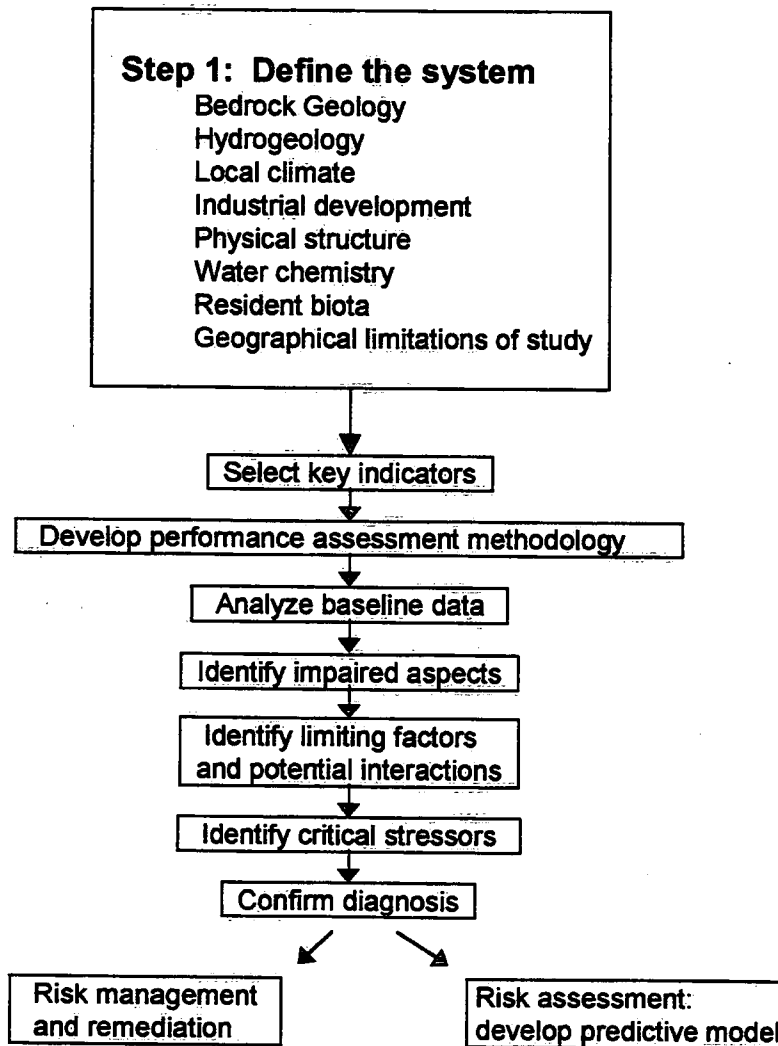


Figure 3-1 : Première étape dans l'évaluation guidée par les effets : définir le milieu visé

encore, ces régions ne sont pas directement comparables aux bras supérieurs des rivières. La différence d'altitude entre le cours supérieur des rivières et la Baie James atteint 325 m, et les bras ayant des déclivités particulièrement fortes se trouvent sur les rivières Missinaibi et Mattagami car celles-ci descendent du Bouclier canadien vers les basses terres. La déclivité a été modifiée sur plusieurs des rivières de la région en vue d'aménager des centrales hydroélectriques avec des hauteurs de chute très élevées (figure 3-2).

Pour les besoins de la présente étude, il a été important de limiter la portée géographique des diverses analyses. La déclivité (qui est la pente d'écoulement), le changement dans la géologie de la roche de fond entre le sud-est et le sud-ouest, et la présence de sections de faible déclivité au nord du bassin versant, ont été pris en compte durant les plans d'étude. Les affluents ont montré une déclivité comparable en amont des Basses-terres de la baie d'Hudson (figure 3-3). Étant donné que la plus grande partie des aménagements se trouve également en amont des Basses-terres de la baie d'Hudson, nos études se sont concentrées sur cette région.

3.2 L'hydrogéologie

Une connaissance préalable de l'hydrogéologie est nécessaire avant de procéder à une évaluation guidée par les effets, en raison des influences majeures que pourraient avoir les aménagements sur l'habitat local des poissons. La rivière Moose elle-même est un cours d'eau de rang sept ayant un débit moyen de 780 m³/s. Dans le bassin hydrographique, les principaux sous-bassins comprennent, d'ouest en est, les rivières Missinaibi (22 500 km²), Kapuskasing (8 600 km²), Groundhog (12 500 km²), Mattagami (41 700 km²) et Abitibi (34 000 km²) (d'après les études de Brousseau et Goodchild, 1984).

Les rivières Abitibi et Frederickhouse, en raison de la présence de dépôts argileux sous-jacents, ne sont pas comparables aux rivières situées plus à l'ouest. Les études initiales ont été limitées aux bras centraux des affluents des rivières situées à l'ouest du bassin (Missinaibi, Kapuskasing, Groundhog et Mattagami). Tous les sites d'échantillonnage étaient situés dans le bouclier précambrien où les matériaux prélevés sous la surface sont dominés par des dépôts morainiques ou des matériaux de dérive à faible profondeur. Dans l'ensemble, les déclivités des rivières sont modérées vu que les cours d'eau n'ont pas encore commencé leur descente sur l'extrémité du bouclier précambrien. À ce point des bassins hydrographiques, le débit de la plus grande des rivières (Groundhog) est environ deux fois plus gros que celui de la plus petite (Kapuskasing) (figure 3-4). Les courbes saisonnières de débit et les courbes de variabilité de débit d'une année à l'autre sont comparables pour toutes les rivières (figure 3-5). Cependant, on constate un amortissement considérable des débits maximal et minimal dans ces rivières avec des réservoirs naturels en amont comme la rivière Mattagami, que l'on ne trouve pas dans la rivière Missinaibi qui, elle, n'est pas régulée.

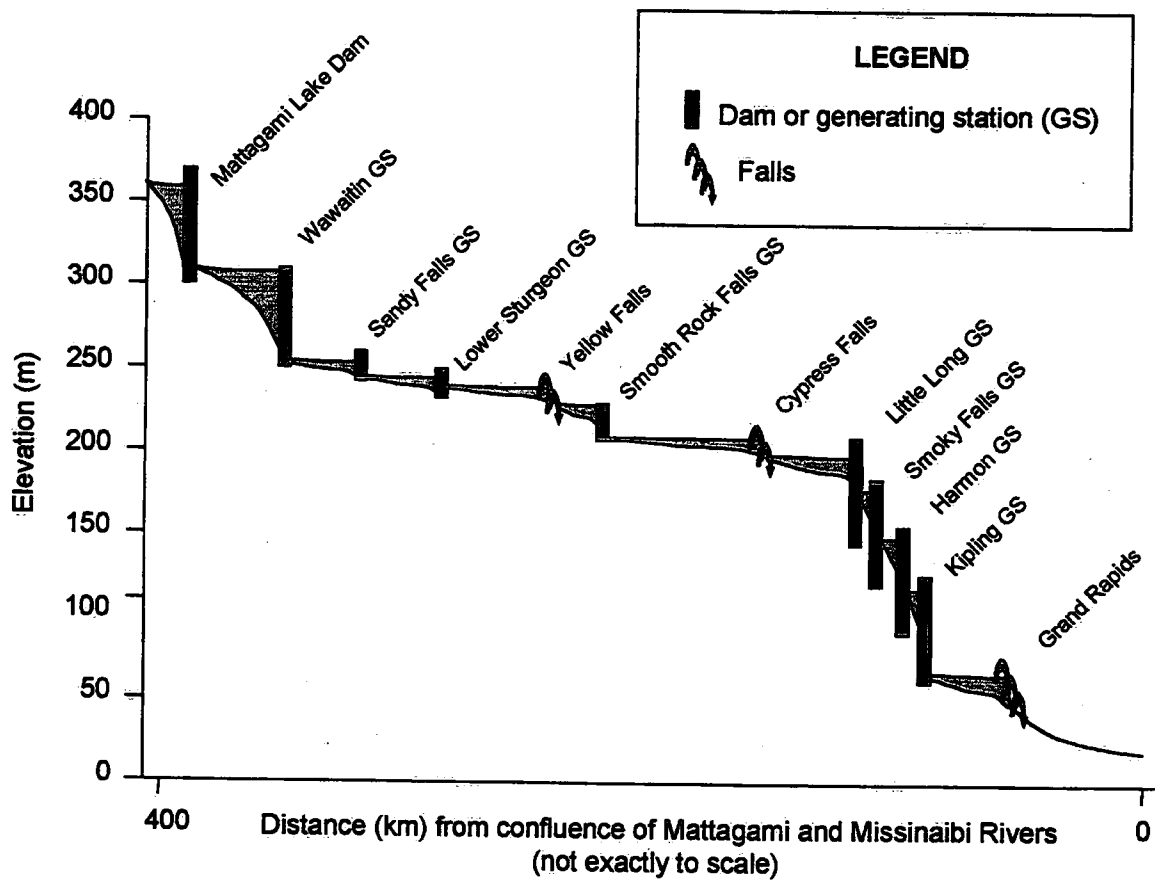


Figure 3-2 : Déclivité des affluents de la rivière Mattagami, montrant les sites exploités par les aménagements hydroélectriques (adapté de Chubbuck et Evans, 1982)

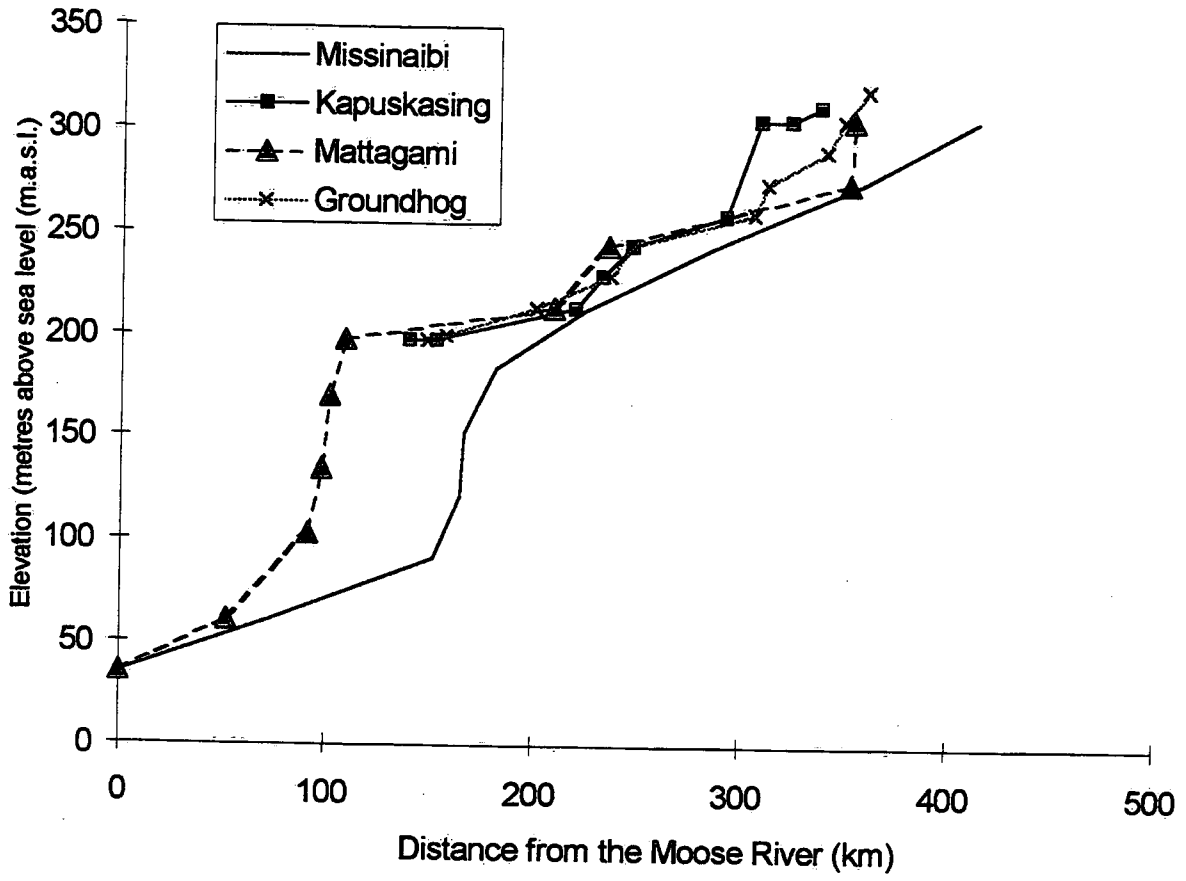


Figure 3-3 : Déclivité des affluents dans le bassin versant de la rivière Moose

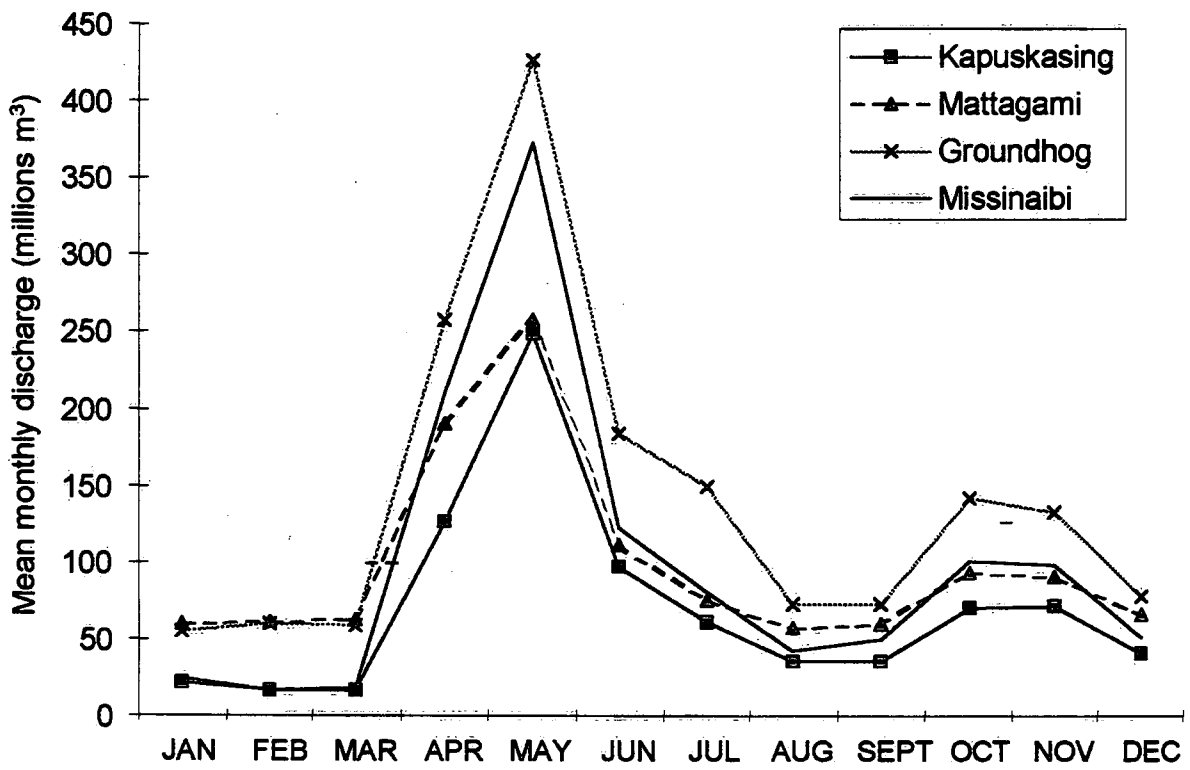


Figure 3-4 : Débits mensuels moyens des affluents ouest de la rivière Moose

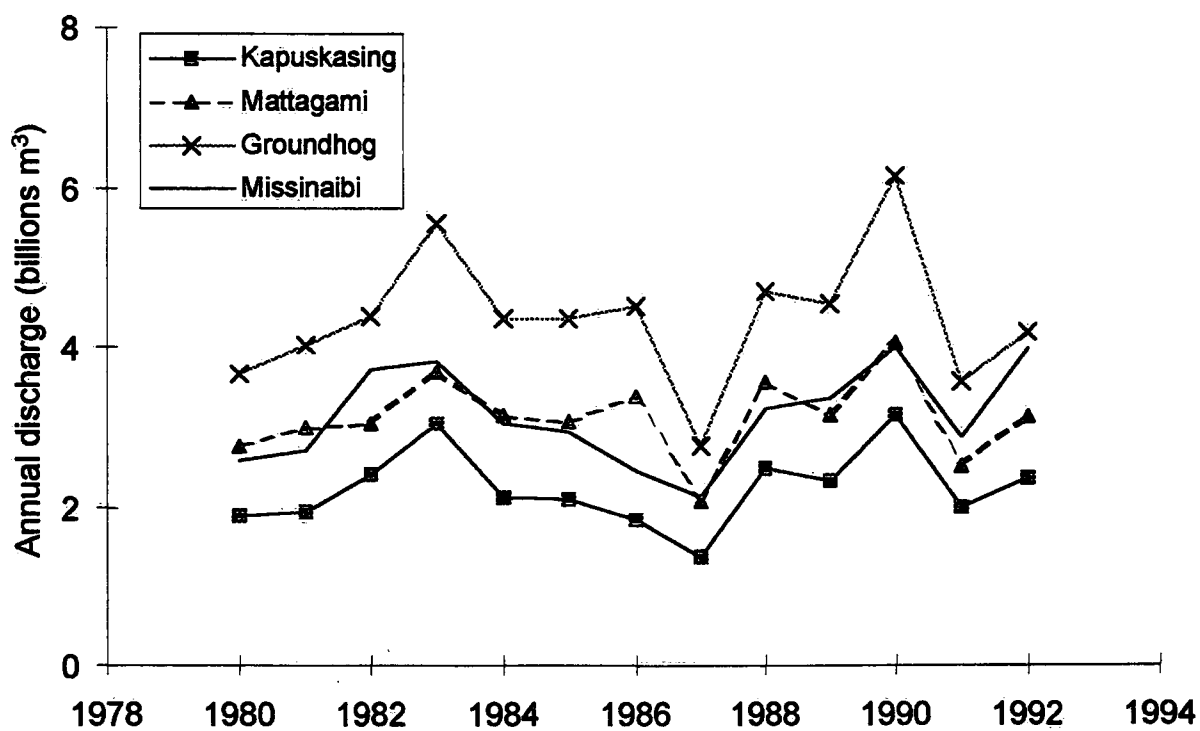


Figure 3-5 : Variation des débits des affluents de la rivière Moose, d'une année à l'autre

Wickware et Rubec (1989) ont délimité 17 écorégions terrestres dans la province de l'Ontario, elles-mêmes encore subdivisées en 79 écodistricts ; cette répartition se basait essentiellement sur les sols et la végétation. Les bassin versant de la rivière Moose s'étend sur quatre écorégions. Une zone relativement petite, dans le cours supérieur de la rivière Missinaibi, s'étend dans l'écorégion des hautes terres du lac Supérieur. Le cours supérieur des rivières Kapuskasing, Groundhog et Mattagami s'étend dans l'écorégion des Plaines du Chapleau. Les parties centrales de ces rivières se trouvent dans l'écorégion du lac Mattagami, tandis que leurs cours inférieurs (parties au nord du Bouclier précambrien) se trouvent dans l'écorégion des Plaines James. Dans chaque écorégion, la plus grande partie du bassin hydrographique dans la zone étudiée se trouve au sein d'un seul écodistrict.

Des frontières se sont avérées nécessaires pour limiter l'étendue des études du bassin versant de la rivière Moose. L'étendue était limitée aux effets environnementaux sur le milieu aquatique dans les tronçons du milieu des rivières (région du Bouclier Canadien), et se concentrait sur les impacts potentiels des installations hydroélectriques et des usines de papier. En outre, la région du Bouclier Canadien du bassin versant constitue la zone la plus probable des futurs aménagements industriels.

3.3 Le climat

Le climat peut avoir un impact très prononcé sur la performance des poissons. Par exemple, la corrélation entre la température annuelle moyenne et le parcours latitudinal de certaines espèces de poissons est bien connue. La connaissance des fluctuations spatiales du climat, dans une zone étudiée, va permettre d'établir certaines prédictions concernant la probabilité que ces fluctuations peuvent contribuer à une variation de la performance des poissons. La connaissance de la variabilité d'une année à l'autre et des conditions climatiques extrêmes est, elle aussi, utile. Les variations du climat d'une année à l'autre peuvent influencer la croissance et la performance de reproduction des poissons, tandis que des épisodes climatiques extrêmes sont à même de devenir d'importants facteurs déterminants des comportements de la faune. Les courbes climatiques saisonnières peuvent souligner les périodes où la température ou le débit sont critiques.

Le climat du nord de l'Ontario a été résumé par Chapman et Thomas (1968). Le tableau 3-2 présente les données annuelles moyennes de cinq endroits, pour la période comprise entre 1951 et 1980, tandis que la figure 3-6 montre les moyennes mensuelles. Comme on pourrait s'y attendre, la température annuelle moyenne baisse lorsqu'on remonte du sud vers le nord, la température annuelle moyenne à Smoky Falls sur la rivière Mattagami, près de notre lieu d'échantillonnage le plus au nord, étant de 1°C plus basse qu'à Timmins qui se trouve près de notre lieu d'échantillonnage le plus au sud. Dans la zone d'étude qui va d'est en ouest, les écarts de température sont plus faibles. La température annuelle moyenne varie de seulement 0,4°C entre Cochrane à l'est et Mattice à l'ouest. L'écart de température saisonnier est toutefois notable, les moyennes de janvier étant de 35°C plus basses que celles en juillet.

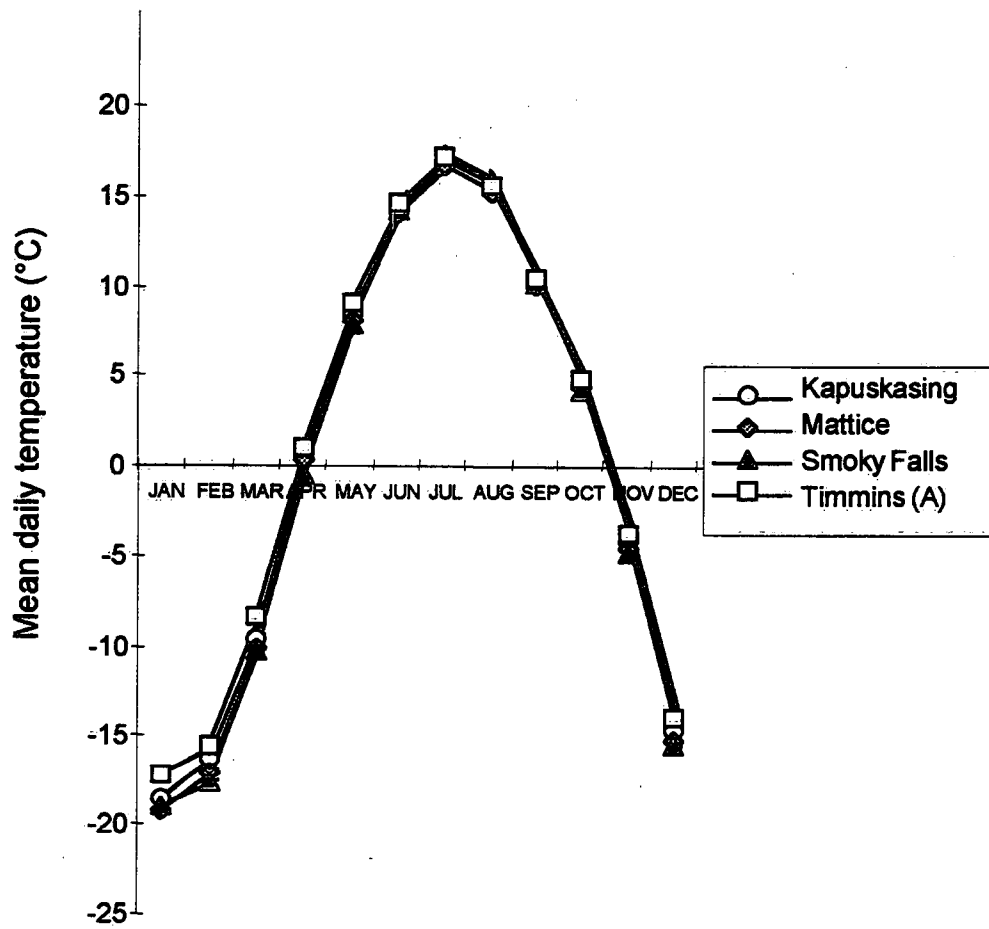


Figure 3-6 : Moyennes mensuelles des précipitations et des températures quotidiennes

Les précipitations annuelles moyennes vont de 700 à 900 mm par an (Environnement Canada, 1982a,b). Les plus fortes précipitations se produisent en été, les maximum étant atteint en juillet et en septembre, et les minimum durant l'hiver. La plupart des précipitations en hiver tombent sous forme de neige (30 à 40 % des précipitations annuelles). Le débit des rivières est le plus élevé entre fin avril et mai, à l'époque de la fonte des neiges (figure 3-4).

Tableau 3-2
Valeurs annuelles moyennes du climat entre 1951 et 1980. Source : Environnement Canada, 1982a,b

Endroit	Températures (°C)			Précipitation (mm)		
	minimum	maximum	moyenne	minimum	maximum	moyenne
Cochrane	-5,4	6,6	0,6	292,9	885,3	588,1
Kapuskasing	-5,0	6,2	0,6	283,8	818,2	551,6
Mattice	-6,3	6,6	0,2	339,9	845,6	501,7
Smoky Falls	-5,7	5,9	0,1	290,9	807,5	516,7
Timmins (A)	-5,0	7,2	1,1	349,0	851,8	559,9

3.4 Les aménagements industriels

Une connaissance préalable des actuels aménagements industriels dans la zone soumise à l'étude est indispensable avant de procéder à une évaluation guidée par les effets. Cette section passe en revue les aménagements déjà existants, les possibilités d'aménagements industriels futurs, et certaines des limitent imposées aux agents stressants envisagés durant la présente étude.

3.4.1 Aperçu des aménagements existant dans le BVRM

Le Canada comporte de nombreuses régions non encore exploitées et le bassin versant de la rivière Moose est un bon exemple de bassin hydrographique relativement intact, en dépit des quelques installations industrielles qui y sont déjà aménagées. La faible densité de population dans ce bassin, la concentration d'aménagements sur les affluents du centre du bassin et l'absence d'un réseau routier sur presque toute la partie nordique du bassin, signifient que les aménagements industriels y sont très ponctuels. Dans de nombreuses régions du bassin, il est encore possible de retrouver des conditions relativement naturelles. Par exemple, la rivière Missinaibi est une rivière patrimoniale avec une très faible population et aucun aménagement industriel.

Les aménagements industriels déjà en place sont décrits en plusieurs catégories : barrages et réservoirs, industrie forestière, exploitation minière, et autre développements. D'autres informations détaillées sur les aménagements du BVRM peuvent être obtenues grâce aux rapports produits dans le cadre des séminaires antérieurs relatifs aux effets cumulatifs dans

le bassin versant de la rivière Moose, et grâce aux initiatives du PIE (ESSA, 1992 ; Greig *et al.*, 1992 ; ESSA, 1996a, b).

3.4.1.1 Barrages et réservoirs

Les barrages et réservoirs installés le long de la rivière Moose sont de divers types comme:

- Structures de retenue de l'eau pour établir des terrains marécageux ;
- De simples barrières pour créer des réservoirs qui jouent un rôle d'ouvrage de régulation de l'eau destinée aux installations en aval ;
- Des barrières pour les installations hydroélectriques dont notamment :
 - des centrales au fil de l'eau où l'hydroélectricité produite dépend du débit normal de la rivière et aucune tentative n'est faite pour réguler l'écoulement de l'eau dans les turbines ;
 - des centrales à charge de pointe dans lesquelles l'écoulement dans les turbines fluctue selon la demande d'électricité, ce qui se traduit par des fluctuations en aval dans le débit.

Sur les 20 centrales qui produisent de l'énergie hydroélectrique, dix sont exploitées par Ontario Hydro, les dix autres étant exploitées par des producteurs privés d'électricité (PPE). La capacité des dix premières installations va de 0,15 à 285 MW (pour un total de 950 MW), et celle des PPE varie de 0,5 à 50 MW (pour un total de 120 MW). Les installations les plus anciennes se trouvent sur la rivière Mattagami (elles datent de 1911, 1912, 1923 et 1931), les autres ayant été construites dans les années 1960. En plus des 20 installations produisant de l'hydroélectricité, on compte 50 ouvrages non hydroélectriques : 27 sont des zones artificielles de retenue pour la régulation et le détournement de l'eau, et 23 font partie des travaux entrepris par *Canards Illimités Canada* dans le cadre des projets d'amélioration des terres humides.

Les aménagements hydroélectriques se trouvent sur la rivière Kapuskasing (près de la ville de Kapuskasing) et à Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami, pas loin des usines de papier. En aval de la confluence des rivières Kapuskasing et Mattagami, on peut voir une série de quatre barrages dont Little Long, Smoky Falls, Harmon et Kipling. Le tableau 3-3 (extrait de Farwell, 2000) présente les informations concernant l'année de mise en service, la capacité installée, le bassin de réception, le volume normal de retenue et les débits moyens.

Tableau 3-3

Emplacement de la centrale, année de mise en service, capacité installée, bassin de réception, volume normal de retenue et débits moyens des aménagements hydroélectriques sur les rivières Kapuskasing, Groundhog et Mattagami (extrait de Farwell 2000)

Site	Rivière	Année de la mise en service	Capacité installée (MW) ^a	Superficie du bassin de réception (km ²) ^a	Volume normal de retenue (m ³ /jour) ^{a,b}	Débit moyen ±ES (m ³ /s) ^c
Kapuskasing	Kapuskasing	1923	1 800	---	---	---
Carmichael Falls	Groundhog	1991	---	---	---	---
Smooth Rock Falls	Mattagami	1917	6 250	---	---	---
Littel Long	Mattagami	1963	115 200	36 721	1874	313 ± 73
Smoky Falls	Mattagami	1928	52 800	36 736	77,4	280 ± 63
Harmon	Mattagami	1965	122 400	36 750	67,8	281 ± 60
Kipling	Mattagami	1966	118 600	36 781	36,5	284 ± 61

^a Centre de référence d'Ontario Hydro

^b Le *Volume normal de retenue* est la quantité d'eau que contient le réservoir du barrage lorsqu'il présente une gamme normale de fonctionnement.

^c Le *Débit moyen* est calculé à partir des débits mensuels moyens pour l'année 1997 (les données de débits mensuels sont tirées de Doug Lawler, Service de gestion de l'eau, Division des ressources hydriques).

3.4.1.2 Industrie forestière

On compte 23 unités d'aménagements forestiers exploitées pour la production de bois en grume. Sur plusieurs des rivières du bassin, il y a eu dans le passé d'intenses activités de flottage du bois, mais elles ont été interrompues au cours des années 1980 et 1990. On trouve également diverses installations de traitement du bois, notamment une usine de panneaux à copeaux orientés à Timmins, des scieries à Hearst, Cochrane, Kirkland Lake, South Porcupine et Timmins, et une usine de contre-plaqué et de bois de placage à Cochrane.

Les importantes quantités d'effluents déversées dans les cours d'eau par l'industrie forestière proviennent de trois usines de papier situées dans le BVRM. Ces usines sont réparties sur les rivières Kapuskasing (380 000 tonnes/an de production thermomécanique de pâtes près de la ville de Kapuskasing) Mattagami (170 000 tonnes/an de pâte kraft blanchie à Smooth Rock Falls), et Abitibi (310 000 tonnes/an, à Iroquois Falls ; cette usine a récemment été convertie en installation thermomécanique de production de pâtes). Toutes ces installations sont anciennes et les procédés de production ont changé de façon périodique, à mesure qu'elles étaient modernisées. Durant les études d'évaluation des effets cumulatifs, ces trois usines étaient en rénovation. En raison des différences d'habitat et d'espèces de poissons, nos études initiales se sont surtout concentrées sur les affluents orientaux de la rivière Moose, près des usines de Kapuskasing et de Smooth Rock Falls.

L'usine de production de pâte thermomécanique (PTM) à Kapuskasing a été mise en service en 1909 utilisant comme matières premières essentielles l'épinette noire (*Picea mariana* à 98 %) et de faibles quantités de baumier (*Abies balsamea*) (selon Farwell, 2000). L'usine produit 1050 t/j de papier journal et 225 t/j de pâte recyclée ; elle a subi un grand nombre de changements de procédés de production et de traitement au cours des années. En octobre 1991, la machine à papier n° 1 a été mise à l'arrêt et, en 1992 était introduit le procédé de désencrage du papier recyclé (5 %). La mise à l'arrêt du procédé magnéfite en mai 1993 s'est traduite par une diminution des besoins en eau et une réduction de la DBO (demande biologique en oxygène). Le traitement thermomécanique s'est accru avec l'adjonction de la section PTM n° 3 en juillet 1993. À l'automne 1993, le traitement de la pâte mécanique a été abandonné (septembre), puis l'écorçage à sec a été lancé (octobre), tandis que les activités de flottage des grumes sur la rivière Kapuskasing étaient interrompues (octobre). La conversion des procédés de l'usine en procédé totalement thermomécanique a été terminée en juillet 1994. Une scierie était ouverte et la capacité de désencrage était augmentée en avril 1995, suivie de l'adjonction de la section PTM n° 4 en avril 1996. Des améliorations aux modes de rejet des effluents comprenaient notamment le détournement des condensats du lessiveur pour les empêcher d'aller à l'égout (1993) et le réacheminement des rejets de l'égout des cendres vers le décanteur primaire (avril 1996). Le traitement secondaire des effluents via des boues activées a commencé en avril 1995. Le système de traitement consistait en 34 aérateurs mécaniques immergés ayant une capacité de 79 700 m³. Les effluents de l'usine étaient rejetés à environ 0,1 km en aval du barrage.

L'usine de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami a subi des modifications intensives entre 1991 et 1998 (décrit dans Farwell, 2000). L'usine de Smooth Rock Falls a été construite en 1918 et a fonctionné tout d'abord comme installation de papier kraft écu jusqu'à 1927, année où elle a été convertie en usine de papier kraft blanchi. La production a atteint 295 t/j en 1966, l'usine utilisant 65 % d'épinette noire et 35 % de pin gris (*Pinus banksianu*) sous forme de copeaux. Jusqu'en 1986, depuis les endroits en aval de la rivière Mattagami, les grumes étaient transportées jusqu'au bassin d'amont de l'usine. Le principal procédé kraft utilisant 16 % de ClO₂ pour le blanchiment a été converti en 1992 en procédé utilisant 100 % de ClO₂. La capacité de production de l'usine était de 170 000 TMSA (tonnes métriques de bois séché à l'air) par année de pâte kraft ECF (465 t/j) utilisant le lessivage en continu (Robinson *et al.*, 1994). La séquence de blanchiment a été changée de CdEopDED à DEopDEpD en 1992, avec l'ajout d'un procédé de délignification à l'oxygène en 1993. Le traitement des effluents, exploitant à l'origine (en 1976) un clarificateur mécanique, a été amélioré à l'aide d'un second traitement, en octobre 1994, qui fait appel à un bassin de stabilisation par aération avec une durée de séjour de 7,5 jours. En outre, une plus grande récupération des liqueurs noires s'est traduite par une réduction de la consommation d'oxygène. Les effluents étaient jetés dans la rivière Mattagami à environ 0,15 km en aval du barrage par un diffuseur immergé au débit de 0,8 m³s⁻¹ à peu près (Acres, 1996).

L'usine à Iroquois Falls était une fabrique de pâte mécanique/au bisulfite, offrant un traitement primaire et une production moyenne de 800 tonnes métriques de bois séché à l'air (TMSA) en 1991 (Robinson *et al.*, 1994). La forte production de bisulfite et les procédés de pâte mécanique ont été abandonnés en août 1996, et le procédé est aujourd'hui strictement thermomécanique avec une capacité de 1100 TMSA et une production moyenne de 814 TMSA par jour. La source de fibres est essentiellement de l'épinette noire (90 %), le reste étant de l'épinette blanche (*Picea glauca*) et du baumier. Un traitement secondaire, commencé en 1995, utilise un système conventionnel à air soufflé pour le traitement des boues. Les effluents sont rejetés au débit de 30 800 m³/j par le biais d'un diffuseur immergé à 300 m en aval du barrage.

Pendant la durée des présentes études, de nouveaux systèmes de traitement des rejets et autres déchets ont été installés dans ces trois usines. Des études menées en 1993 et 1994 avaient pour objectifs d'acquies des données de référence avant la construction des installations de traitement secondaire.

3.4.1.3 Exploitation minière et extraction de ressources

Il est difficile de catégoriser les aménagements d'exploration minière en raison de la nature volatile de cette industrie. Les installations sont souvent fermées à cause de la fluctuation des prix des minerais. Au cours des études mentionnées dans ce rapport, on comptait 9 mines en exploitation, 8 usines de traitement et une usine de raffinage. Ces installations servaient à l'extraction de plusieurs matières premières : or, cuivre, zinc, plomb, argent, hedmonite et talc. Il existait aussi deux sites d'extraction de tourbe.

Étant donné que la plupart des exploitations minières se trouvent proches des cours supérieurs des rivières Abitibi, Frederickhouse et Mattagami (figure 3-7), on a supposé que tout effet potentiel induit par des métaux sur les poissons en aval serait détecté comme différences entre les sites de référence. Comme il n'y avait pas de différences majeures entre les sites de référence durant les premières années des études, on a supposé que les mines situées en aval n'avaient pas d'impact majeur sur les populations de poissons dans les principaux bras des rivières.

3.4.1.4 Autres développements

Il existe quelques petites installations de traitement des eaux usées produites par les principaux centres urbains du bassin versant (Cochrane, Smooth Rock Falls, Timmins et Kapuskasing). En outre, la région comprend une intense activité touristique, ainsi que des lieux particuliers pour la pêche sportive, la chasse et les loisirs. Cependant, ces installations et ces lieux de loisir représentent une faible densité de population et sont répartis sur une vaste superficie. On note également une petite activité agricole, surtout dans la partie sud-ouest du bassin.

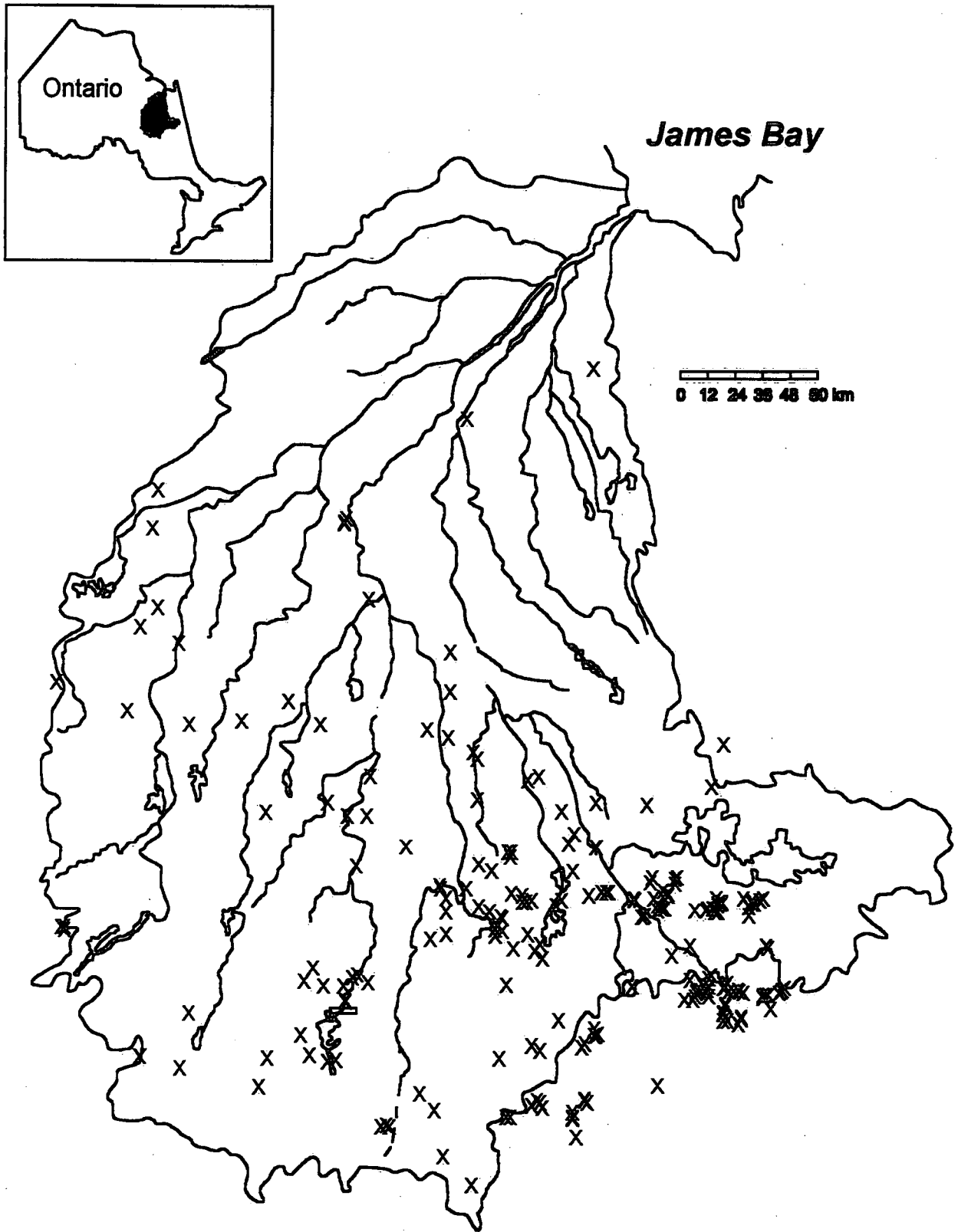


Figure 3-7 : Carte des exploitations minières dans le bassin versant de la rivière Moose

3.4.2 Aperçu du potentiel de développement futur dans le BVRM

Le centre d'intérêt majeur des éventuels aménagements couvre surtout le potentiel hydroélectrique du bassin hydrologique. Un gros complexe hydroélectrique comprenant 4 installations sur la rivière Mattagami est en voie de modernisation, et un sondage sur la demande d'énergie effectué en 1989 par Ontario Hydro prévoit qu'il serait nécessaire d'ajouter encore 6 installations hydroélectriques (cité dans PIE, 1994 ; ESSA, 1996a).

En outre, 2 à 3 installations de production privée d'électricité seront aménagées dans un proche avenir (ESSA, 1996a). Même si des changements dans les besoins énergétiques et dans la croissance de la demande ont repoussé à une date indéterminée ces nouveaux aménagements, on compte 234 sites non exploités possédant un potentiel hydroélectrique dans le bassin versant de la rivière Moose. La possibilité d'aménagement de nouvelles installations hydroélectriques a incité les autorités responsables à tenter d'élaborer un plan de travail permettant d'analyser les effets cumulatifs dans ce bassin hydrologique ; plusieurs études détaillées ont d'ailleurs déjà été menées pour examiner les effets éventuels de chacun des aménagements hydroélectriques (ESSA, 1996a, 1996b).

On compte en outre, pour la seule année 1994, huit sites d'extraction minière avancée dans le BVRM (sept d'or et un de nickel), et plus de 100 activités d'exploration minière supplémentaires (décrites dans ESSA, 1996a). Ce bassin possède d'autres sites potentiels d'exploitation minière (notamment pour l'extraction de phosphates, d'aluminium, de lignite, de gypse, de diamants, d'or, de cuivre, de zinc, de plomb, d'argent, de nickel, de cadmium, d'indium, de kaolin et de tourbe).

Bien qu'il n'existe actuellement aucune installation de regroupement de procédés, il est possible d'en créer dans ce bassin. On connaît par ailleurs l'existence d'énormes gisements de tourbe, estimés à plus de 9 milliards de m³. Environ 39 % des gisements sont de qualité combustible et 24 % ont un bon potentiel horticole (ESSA, 1996b).

Aucun nouvel aménagement n'est prévu au niveau de l'industrie forestière, à part de modestes augmentations dans la production des installations existantes. Toutefois, on prévoit un fort accroissement des activités touristiques et récréatives. Le développement du tourisme comprend la chasse, la pêche, des camps avant-poste, des centres touristiques, des parcs pour roulettes, des parcs provinciaux, des ports de plaisance, et de l'écotourisme. Les activités récréatives comprennent : des résidences secondaires de loisir, des points d'accès, des aires de mise à l'eau et de débarcadère pour bateaux de plaisance, des points d'observation et des zones de pique-nique. Le nombre de ces aménagements augmentera à mesure que la population grandira et à mesure que les aménagements industriels dans les zones éloignées offrent l'accès à de nouvelles parties du bassin versant de la rivière Moose.

3.4.3 Contraintes potentielles liées aux aménagements

Durant un séminaire qui s'est tenu en 1992, on avait tenté d'identifier les éléments de l'écosystème soumis à des risques associés à des aménagements industriels dans le bassin versant de la rivière Moose (tableau 3-4) (Greig *et al.*, 1992). Au cours d'un autre colloque, on a tenté de documenter les types de contraintes associées aux divers agents stressants (tableau 3-5) (ESSA, 1996b).

Il existe aussi diverses contraintes génériques associées aux agents stressants sujets à préoccupation dans le bassin versant de la rivière Moose. Les préoccupations au niveau des forêts incluent les impacts sur les niveaux d'écoulement, les nutriments, les habitats et la température (tableau 3-5). Les préoccupations au niveau des rejets d'effluents des usines de papier incluent les effets chimiques, l'oxygène dissous et les aspects de la transparence de l'eau. Les préoccupations au niveau des installations hydroélectriques incluent la température, les gaz dissous, la perte d'habitat, les modifications de débit et l'érosion. Les contraintes peuvent dépendre du mode d'exploitation des installations : centrale à charge de pointe, centrale au fil de l'eau ou simple réservoir de retenue pour le stockage de l'eau.

Les principaux agents stressants dans le bassin versant de la rivière Moose ont été identifiés comme suit : espèces exotiques, nutriments, agents chimiques persistants bioamplifiés, dégradations physiques, et activités et valeurs humaines (Greig *et al.*, 1998 ; Portt *et al.*, 1999). Les agents stressants individuels comprennent eux aussi des éléments multiples qui interagissent à différents niveaux. Pour les seules installations hydroélectriques, on a identifié au cours d'un colloque auquel participaient plusieurs intervenants, 28 hypothèses sur la manière dont les milieux physiques, les populations de poissons, la faune et les interactions sociales seraient affectés par les projets d'aménagements hydroélectriques, avec des certaines de liens entre les composantes et les hypothèses (ESSA, 1992).

Afin de limiter l'étendue de ce rapport, les études que nous avons menées sur le bassin versant de la rivière Moose ont porté uniquement sur la compréhension des réponses du milieu aquatique aux agents stressants multiples. Les usines de papier, l'exploration minière, les rejets d'eaux usées, les effluents et déchets municipaux, ainsi que la récolte du bois sont autant d'éléments susceptibles de contribuer aux réponses observées. À titre d'exemple, le peuplement de poissons dans la rivière Kapuskasing en aval de la ville de Kapuskasing subit probablement l'influence du barrage sur cette rivière, des autres barrages et de la retenue amont de Little Long, des activités antérieures de flottage du bois (accumulation de fibres de bois au fond de la rivière), des rejets des usines à papier, de l'eau d'égout de la ville de Kapuskasing, du détournement de la rivière Lost, des activités forestières et de la pêche sportive (Portt *et al.*, 1999).

Tableau 3-4
Éléments d'évaluation de l'écosystème identifiés durant le séminaire
multilatéral de 1992 (Greig *et al.*, 1992)

Ressource	Élément soumis à des risques
Poissons	Esturgeon jaune, doré jaune, truite mouchetée, touladi, brochet, meunier rouge.
Faune	Oiseaux migrateurs, oiseaux de rivage, passereaux, rapaces, mammifères marins, originaux, caribous, castors, martres, loutres, autres mammifères.
Hommes	Santé, pêche (de subsistance, récréative et commerciale), trappe, transport et navigation, tourisme, sites archéologiques, emplois, infrastructures, traités et droits des autochtones.
Holistique	Valeurs culturelles, valeurs fauniques, esthétique, biodiversité, productivité, espèces spéciales ou en voie de disparition, droits des animaux.

Tableau 3-5
Contraintes potentielles associées aux divers agents stressants dans le bassin
de la rivière Moose (adapté d'après ESSA, 1996b)

Aménagement	Activité	Contraintes potentielles
Foresterie	<ul style="list-style-type: none"> - récolte - transport - construction de routes - brûlage contrôlé - herbicides et pesticides - usines à papier <ul style="list-style-type: none"> - construction - exploitation - démantèlement 	<ul style="list-style-type: none"> - niveaux d'écoulement - nutriments - solides en suspension - température - consommation d'oxygène (DBO) - transparence de l'eau - destruction physique des habitats - produits chimiques persistants
Exploitation minière	<ul style="list-style-type: none"> - exploration - préparation de site - extraction - broyage - traitement - démantèlement 	<ul style="list-style-type: none"> - bruit - poussière - perte d'habitat - contamination de l'eau - résidus de lessivage - élimination de scories
Centrales hydroélectriques	<ul style="list-style-type: none"> - dégagement pour réservoir - inondation - construction et entretien des lignes de transport d'énergie - construction de routes - construction de camps - démantèlement - barrages - turbines - déversoirs - échelles à poissons - dérivations 	<ul style="list-style-type: none"> - température ; Gaz dissous - érosion ; Sédimentation - écoulement ; Perte d'habitat - mortalité directe des poissons - accumulation de substances toxiques - perturbation de la sédimentation et de l'érosion naturelles - clarté, solides en suspension - habitat des poissons/fragmentation - dépôt de "re-suspension" d'autres matières toxiques - écoulement - disponibilité de nourriture (dérive d'algues et d'insectes) - stratification thermique

3.5 Choix des sites de prélèvement pour les études du bassin versant de la rivière Moose

Dans le présent projet, les aménagements particuliers qui nous intéressaient à l'origine se trouvaient sur les cours d'eau en aval des installations suivantes :

- centrale hydroélectrique et usine de papier à Kapuskasing, sur la rivière Kapuskasing ;
- centrale hydroélectrique à Carmichael Falls, sur la rivière Groundhog ; et
- centrale hydroélectrique et usine de papier à Smooth Rock Falls, sur la rivière Mattagami.

Au cours des études du projet, les deux usines de papier devaient subir des modifications majeures de leur procédé de fabrication, de même que la mise en place d'un procédé secondaire de traitement des eaux usées. Des études préliminaires menées en 1991 avaient décelé des différences entre les sites en aval des usines et un site de référence (Munkittrick *et al.*, 1994). Conscients du fait que les changements imminents de procédés auraient des implications qui aideraient à éventuellement mieux comprendre les rôles relatifs des rejets des usines de papier et des centrales hydroélectriques au niveau des impacts de chaque type d'industrie, les responsables du projet ont décidé de lancer des études détaillées sur le site des usines de papier en 1993.

Dans les premiers prélèvements, on n'a pas tenu compte des affluents de la région orientale (rivières Frederickhouse et Abitibi) étant donné que l'éco-communauté et l'habitat des poissons étaient très différents de ceux des affluents de la région occidentale. Des études supplémentaires ont été financées par le PIE (Partenariat pour le partage des informations environnementales) en 1997 et 1998 afin d'élargir la recherche sur les effets éventuels des installations hydroélectriques, notamment les barrages au fil de l'eau et les grosses installations à charge de pointe. Le financement accru a servi à examiner les affluents à l'est du bassin versant de la rivière Moose, et à étudier les populations de poissons près des barrages situés en aval de la rivière Mattagami. Les objectifs de ces études visaient à élargir la base de données récente afin d'obtenir une perspective à l'échelle du bassin versant.

Diverses campagnes de prélèvement ont été réalisées en amont et en aval de différentes installations du bassin versant de la rivière Moose, y compris :

- installations au fil de l'eau sur les rivières Kapuskasing (à Kapuskasing), Groundhog (Carmichael Falls), Mattagami (Smooth Rock Falls) et Abitibi (Iroquois Falls) ;
- centrales de charge de pointe sur les rivières Mattagami (Harmon, Kipling) et Abitibi (Twin Falls) ;
- réservoirs de retenue sur la rivière Frederickhouse (lacs Frederickhouse et Nighthawk).

Les objectifs ont été divisés en trois phases principales :

Phase I : comparaison latitudinale des sites de référence, ce qui permet de comparer les différences entre les rivières en amont des projets d'aménagement à l'étude ;

Phase II : comparaison longitudinale des sites non exploités, à mesure que la distance augmente en aval de la rivière Missinaibi ;

Phase III : comparaison longitudinale des sites exploités, ce qui permet de comparer les échantillons prélevés en aval des aménagements à ceux des deux sites de référence amont et à ceux de sites de référence additionnels dans le bassin versant.

3.5.1 Phase I : comparaison latitudinale des sites de référence

Il est important d'établir des conditions de base ou des conditions prévisibles pour les critères de performance. La phase initiale de l'étude visait la comparaison de la performance des poissons dans tous les affluents, en amont des barrages hydroélectriques et des rejets des usines de papier. L'hypothèse de cette phase était que les caractéristiques de performance des poissons seraient comparables en amont de tous les sites de référence. Plus spécialement, nous avons proposé de déterminer si la performance des populations de poissons était similaire en termes de distribution de l'âge, du taux de croissance et d'adaptation du système de reproduction et du métabolisme dans les parties non exploitées de toutes les rivières. Les données des prélèvements de poissons ont permis de caractériser les taux de croissance, les investissements d'énergie dans le système de reproduction et les courbes de conservation de l'énergie. Des études détaillées ont permis également d'examiner les ratios d'isotopes stables dans le réseau trophique afin de caractériser les relations d'alimentation à chaque site et de fournir une mesure du mode de résidence des poissons. Les ratios d'isotopes stables sont une technique qui fait appel aux changements dans les rapports isotopiques du carbone et de l'azote (qui sont spécifiques à différents niveaux trophiques) pour identifier les origines de l'énergie et le transfert entre groupes d'aliments.

Les sites de référence initiaux pour les études latitudinales ont été choisis de façon à représenter le mieux possible des débits, des profondeurs et des habitats comparables. Ces sites étaient :

1. La rivière Missinaibi à Mattice
2. La rivière Kapuskasing à une courte distance en amont de Kapuskasing
3. La rivière Kapuskasing à près de 40 km en amont de l'usine de papier
4. La rivière Mattagami immédiatement en amont de Smooth Rock Falls.

On estimait que si l'exploitation minière en amont affectait la performance des poissons dans les bras d'eau à mi-distance de la rivière, des effets seraient détectés dans la performance des poissons durant l'échantillonnage de la phase I dans ce site de référence. Bien qu'une installation hydroélectrique ait été aménagée vers la fin de 1991 en amont de Fauquier à Carmichael Falls sur la rivière Groundhog, le site a également été échantillonné durant les comparaisons de la phase I en raison de la continuité avec les prélèvements de 1991. Un site de référence en amont de la rivière Groundhog au-dessus de l'installation de Carmichael Falls a été échantillonné à l'automne 1996.

Tout au long du projet, des échantillons de référence ont été prélevés dans 13 sites de référence. Pour l'échantillonnage dans la phase I, on a collecté des meuniers noirs à l'automne des années 1993, 1994, 1995 et 1996 (septembre) afin de déterminer la variabilité d'une année à l'autre. Des meuniers noirs ont aussi été recueillis durant les périodes de préfrayage (mai) en 1993 et 1994 afin d'examiner la variabilité saisonnière. Des prélèvements de perche-truite ont été faits à l'automne de 1995 et 1996.

3.5.2 Phase II : comparaison longitudinale des sites non exploités

En raison de la longueur des rivières coulant dans le bassin versant de la rivière Moose, on s'attendait à des changements dans la productivité et la performance des poissons, à mesure que la taille des rivières va en augmentant vers l'aval. Toutes les rivières exploitées exigent des sites de référence en amont si elles ont des sites exposés en aval. Étant donné que la rivière Missinaibi n'est pas exploitée, nous l'avons utilisée comme indicateur des changements attendus en aval dans les autres affluents du bassin versant de la rivière Moose, si aucun aménagement n'avait été installé sur ces affluents. Cette phase de l'étude a eu lieu en automne 1996 et a porté sur les comparaisons longitudinales des variations d'habitat et des caractéristiques de performance des populations de poissons en aval de la rivière Missinaibi. L'hypothèse sous-jacente était que les paramètres de performance changeraient de façon prévisible à mesure que les caractéristiques d'habitat se modifient avec la distance en aval. Les ratios d'isotopes stables dans divers biotes ont été comparés pour en faire ressortir une indication des changements dans la structure du réseau trophique et dans l'écoulement d'énergie à mesure que les rivières progressent en aval.

Les sites de prélèvement pour la phase II ont été choisis comme suit :

1. La rivière Missinaibi en amont de Mattice et en aval de la jonction avec la rivière Mattawitchewan
2. La rivière Missinaibi à Mattice. Des échantillons ont été prélevés là en 1993, 1994 et 1996 pour permettre des comparaisons temporelles ;
3. La rivière Missinaibi en amont de la confluence avec la rivière Mattawishkwia depuis Hearst ;
4. La rivière Missinaibi en aval de Thunderhouse Falls.

Comme les faibles niveaux d'eau enregistrés en automne 1996 au site le plus en amont ont empêché de procéder à des échantillonnages adéquats, seuls ont été échantillonnés les trois sites situés en aval.

3.5.3 Phase III : comparaison longitudinale des sites exploités

Les étapes de base recommandées pour élaborer l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) sont : collecte de données générales, établissement d'une compréhension de la variabilité naturelle, et surveillance des tendances dans les sources de changement.

La troisième phase de collecte des données permet deux niveaux de comparaison aux sites exploités :

(i) aux sites de référence en amont, et (ii) aux sites de référence latéraux sur l'affluent non exploité. Des échantillons ont été prélevés en tout sur 10 sites exploités. Certains sites ont été visités sur plusieurs années afin d'obtenir une indication de la variabilité annuelle ; d'autres sites ont été visités durant le printemps et l'automne pour obtenir une indication de la variabilité saisonnière. Les données recueillies en aval des usines de papier ont permis de suivre les changements dans les paramètres de performance des poissons à mesure que les usines modernisaient leurs procédés de production et leurs installations de traitement des eaux usées.

Les sites de prélèvement pour la phase II étaient :

1. Deux sites en aval de l'usine de papier et un site de centrale hydroélectrique à Kapuskasing sur la rivière Kapuskasing ;
2. Des sites en amont et en aval du barrage à Carmichael Falls sur la rivière Groundhog, et aussi plus en aval au-dessous de Cyprus Falls et au-dessus de la confluence avec la rivière Mattagami ;
3. Des sites immédiatement en aval de l'usine de papier et de l'installation hydroélectrique à Smooth Rock Falls.

3.5.4 Échantillonnage demandé par le PIE

Les objectifs de la campagne de prélèvement élargie demandée par le Partenariat pour le partage des informations environnementales (PIE) étaient les suivants :

1. Des poissons ont été prélevés en amont du complexe hydroélectrique Little Long dans le réservoir formé par les barrages situés en aval de Cyprus Falls, en un endroit du complexe des quatre barrages (c.-à.-d. dans le plus petit réservoir accessible - retenue amont de Harmon), et en aval du barrage Kipling. Ces sites vont fournir des informations utiles pour déterminer les effets cumulatifs de telles centrales de pointe sur la performance des poissons dans le BVRM ;

2. Afin d'avoir une vue d'ensemble plus complète de la performance des poissons dans la rivière Groundhog, des prélèvements de poissons ont été effectués, en automne 1997, en amont du barrage Carmichael, en aval de ce même barrage, et plus en aval sur la rivière Groundhog près de Whist Falls avant qu'elle ne se jette dans la rivière Mattagami. Ces données permettront de prédire les effets des centrales hydroélectriques au fil de l'eau prévues dans le BVRM ;
3. Le prélèvement comprenait des poissons recueillis en aval de l'usine de papier et de la centrale hydroélectrique sur le site de la rivière Abitibi, en amont du barrage près de l'usine de papier située en aval de la centrale de charge de pointe de Twin Falls, et d'un site de référence en amont de la centrale de Twin Falls. Des poissons ont par ailleurs été prélevés dans les lacs Night Hawk et Frederickhouse afin d'examiner les effets des barrages créés pour retenir l'eau (sur la rivière Frederickhouse), et également comme échantillon additionnel de référence sur la rivière Frederickhouse.

3.6 Structure physique

La connaissance des structures physiques telles que les affluents des rivières, les barrages, les obstacles (chutes et rapides) et la végétation aquatique, est importante pour cerner les paramètres comme : mobilité des poissons, sources d'énergie et écoulement d'énergie (tableau 3-1). Seyler (1997) fournit une vue d'ensemble de la structure physique en termes de son potentiel comme habitat pour les poissons. Nous allons en résumer les points saillants.

Les rivières du Bouclier Canadien présentent des pentes d'écoulement irrégulières, généralement d'une largeur de <100m. Les lits des rivières traversent des plaines inondables étroites mais bien définies. Seuils et rapides sont nombreux en raison des affleurements du sous-sol rocheux, et les substrats de fond sont habituellement du gravier et des moellons. De longs bras méandriques s'étendent entre les rapides et les chutes. Plusieurs rivières possèdent des réservoirs d'eau amont que l'on soutire périodiquement afin de réguler le débit de l'eau, et les configurations d'écoulement sont modifiées près des installations hydroélectriques. Les affluents sont en général de petite taille.

Les eaux amont offrent une couleur de thé et les rivières deviennent boueuses lorsqu'elles traversent la Grande enclave argileuse du nord de l'Ontario. À l'est, les rivières Abitibi et Frederickhouse sont très turbides à cause des dépôts argileux dans leur lit. La végétation aquatique consiste en une bande étroite de 1 m environ le long de la plupart des cours d'eau en raison de la morphologie escarpée des berges et de la turbidité des eaux. Les fluctuations annuelles du niveau de l'eau varient de 1 à 2 m.

Un escarpement près du 50^e parallèle nord marque le début des Basses terres de la Baie d'Hudson, et il se traduit par des chutes sur les rivières Missinaibi (Thunderhouse Falls), Mattagami (complexe hydroélectrique de Mattagami) et Abitibi (Abitibi River Canyon). Au nord de l'escarpement, les rivières ont une faible déclivité et présentent de longs bras

rectilignes avec des haut-fonds de sable et de graviers, ainsi que plusieurs zones de rapides. Les installations hydroélectriques à charge de pointe, lorsqu'elles fonctionnent en régime maximal, peuvent entraîner un dénoyage de presque un tiers de l'habitat aquatique disponible. La plupart des données propres au site sont présentées ci-après.

3.6.1 La rivière Missinaibi

La rivière Missinabi est l'un des affluents principaux de la rivière Moose qui s'écoule en direction nord-nord-est vers la baie James dans la région nord-est de l'Ontario (Canada). La rivière Missinaibi coule sur 430 km, son bassin hydrographique couvrant une superficie de 22 530 km² (Brousseau et Goodchild, 1989). De catégorie moyenne, cette rivière est classée comme cours d'eau d'ordre 6 (Brousseau et Goodchild, 1989). Son débit moyen est de 105 m³/s, mais on a signalé des débits aussi élevés que 1 740 m³/s (Brousseau et Goodchild, 1989).

Des échantillons ont été prélevés en trois endroits de la rivière Missinaibi : Mattice (2 à 4 km en amont de l'autoroute 11), Skunk Island (à ~25 km en aval de Mattice, en amont de la confluence avec la rivière Mattawishkwia depuis Hearst) et Thunderhouse Falls (à ~67 km en aval de Mattice à Bell's Bay, en aval de la barrière naturelle de Thunderhouse Falls). La rivière a creusé son lit dans les granites cristallins du Bouclier précambrien à Mattice et Skunk Island. Le site à Thunderhouse Falls, situé immédiatement en aval du Bouclier précambrien à la limite des basses terres de la Baie d'Hudson, se compose de sédiments glaciaires.

Des peuplements d'arbres à feuilles caduques mixtes (bouleaux gris et peupliers faux-trembles) et de conifères (épinettes blanches, épinette noires et pin gris) forment la limite forestière le long de la rivière Missinaibi. Des groupes d'arbrisseaux (cornouillers, aulnes et saules), des herbes et des joncs (*Carex*), ainsi que des plantes émergentes (joncs (*Juncus*), des prêles (*Equisetum*) et des sagittaires ou flèches d'eau (*Sagittaria*) colonisent les rivages à Mattice. On trouve couramment des espèces de macrophytes (grandes plantes aquatiques) comme *Potamogeton* et *Ceratophyllum*. La végétation des berges et les macrophytes deviennent moins abondants à mesure que l'on va vers aval, et le substrat dominant passe d'une combinaison de limon, sable et graviers (Mattice), à une combinaison de graviers, de pierres et de gros blocs (Skunk Island et Thunderhouse Falls). La composition des sédiments à Mattice est de 0,14 % de gravier, 97,3 % de sable et 2,13 % de limon argileux (voir le tableau 3-6; Farwell 2000).

Tableau 3-6
Analyse granulométrique des sédiments (% de composition) réalisée pour les rivières Mattagami et Kapuskasing (détails dans Farwell, 2000)

Affluent	Site ¹	Composition des sédiments			Carbone	Azote
		Sable	Argile	Limon		
Kapuskasing	Woman Falls (KAPWF)	6,1	23,5	70,4	3,00	0,17
	En amont (KAPUP1)				14,60	0,22
Mattagami	En aval (KAPT _B)	99,5	3,5		4,19	0,12
	En amont (MATTUP)	16,3	16,8	66,9	1,9 à 5,2	0,05 à 0,29
	En aval (MATTSRF)	93,8	2,8	2,8	0,18	0,01

¹ TB = Two Bridges; SRF = Smooth Rock Falls.

Les barrières naturelles comme par exemple les rapides et les chutes transforment fréquemment la morphologie des bras des rivières et sont évidentes à des distances d'environ 1 à 2 km en amont de tous les sites d'échantillonnage. La largeur moyenne des cours d'eau (\pm ÉT) augmente en aval de Mattice (150,2 m \pm 4,8 m) à Skunk Island (182,6 m \pm 26,2 m) et à Thunderhouse Falls (182,8 m \pm 30,5 m). Les plus grandes profondeurs de ces cours d'eau ont été enregistrées en automne 1996 à Mattice : 6,3 m (moyenne \pm ÉT, soit 3,8 m \pm 0,7) et à Thunderhouse Falls : 7,0 m (moyenne \pm ÉT, soit 4,0 m \pm 0,9). Le site de Skunk Island était moins profond, sa profondeur maximale atteignant 3,7 m (moyenne \pm ÉT, soit 2,7 m \pm 0,3). Les faibles niveaux d'eau en automne tendent à augmenter l'apparition de rapides peu profonds et de rochers dans la région de Skunk Island et de Thunderhouse Falls. Des signes d'affouillement glaciaire récent à Skunk Island et Thunderhouse Falls révèlent des fluctuations naturelles saisonnières des niveaux d'eau de 3 à 4 m environ.

Des différences d'habitat, notamment sous la forme d'une diminution d'abondance de la végétation et des macrophytes sur les berges, d'une augmentation de la proportion des sédiments plus grossiers (graviers, pierres et gros blocs), et d'un élargissement des cours d'eau, étaient évidentes sur les deux rivages en aval de Mattice. Au site de Skunk Island, l'eau était légèrement moins profonde que dans les deux autres sites.

Le site de Mattice se situe près de l'autoroute 11, en amont. Sur ce site aussi, l'eau est relativement peu profonde, les profondeurs maximales ne dépassant pas 4,0 à 5,4 mètres. Contrairement aux autres sites, le substrat dominant est constitué de cailloux et de gros rochers le long de certaines zones transversales. Dans la plupart des zones transversales, le sable domine jusqu'au milieu du lit, tandis que l'argile et le sable se retrouvent plus près des berges. L'espèce *Equisetum* est présente le long des berges à l'extrémité de la plupart des zones transversales.

3.6.2 La rivière Kapuskasing

La rivière Kapuskasing traverse l'un des trois principaux sous-bassins du bassin versant de la rivière Mattagami, les deux autres étant traversés par les rivières Groundhog et Mattagami. Les rivières Kapuskasing et Groundhog se jettent dans la rivière Mattagami à quelques kilomètres l'une de l'autre, la Groundhog se trouvant plus en amont. Longue de 324 km, la rivière Kapuskasing est d'ordre 5 et elle irrigue 8 633 km² (Brousseau et Goodchild, 1989). Le débit moyen à long terme, pour la période de 1919 à 1988, était de 77 m³/s à Kapuskasing ; le débit quotidien moyen le plus élevé enregistré a été de 963 m³/s, le moins élevé ayant été de 0 m³/s (Environnement Canada, 1989).

En tout, quatre sites d'échantillonnage ont été choisis sur la rivière Kapuskasing. Le site le plus en amont (KAPWF-UP) était situé dans un bras de 5 km de long environ, au-dessus de Woman Falls. Les trous les plus profonds ont 7 m de profondeur environ et il n'y a aucun rapide sur plusieurs kilomètres en amont. Le substrat était constitué surtout de sable et de limon, mais avec des petites zones isolées d'argile, de graviers et de moellons. Des détritiques organiques, des branches et des débris d'écorce étaient abondants dans les zones les plus basses, surtout le long des rives. Des macrophytes aquatiques étaient présents dans les zones peu profondes le long des berges. Les espèces dominantes étaient *Scirpus*, *Vallisneria*, *Myriophyllum*, *Nymphaea*, *Elodea*, *Najas* et *Potamogeton*.

Le second site d'échantillonnage était situé entre le barrage à Kapuskasing et Big Beaver Falls, ce bras de la rivière étant sous influence presque totale du barrage et dépendant des niveaux d'eau en ce temps là. Le chenal est assez droit et symétrique, les profondeurs au milieu du chenal atteignant de 8,4 à 12,6 mètres. Le substrat était constitué de limon et d'argile, avec des accumulations de matières organiques dans presque tous les endroits inspectés. La composition des sédiments et la proportion de carbone et d'azote correspondent bien à l'hydrologie de la rivière : en effet, on constate une sédimentation plus épaisse en amont dans les réservoirs, par comparaison aux sites en aval (Farwell, 2000). Le stockage des billes de bois, une activité qui a été courante à cet endroit durant de nombreuses années, a probablement contribué à l'abondance des matières organiques. Dans la plupart des zones inspectées, on a trouvé des macrophytes (*Potamogeton* spp., *Ranunculus* spp.) sur une bande étroite près des berges.

Le troisième site d'échantillonnage était situé à une courte distance en aval du barrage et de la source de rejets de l'usine de papier, dans la ville de Kapuskasing. À cet endroit, on trouve de nombreuses étendues d'eau peu profonde (< 1 m) avec des substrats de sable et de graviers et, dans les zones abritées des courants, d'anciens dépôts de fragments de bois et d'écorce. Il y a également des rapides avec des rochers ensablés et des trous d'eau parfois plus profonds (< 2 m). La végétation aquatique est plutôt rare.

Le quatrième site était situé à 12,14 km en aval de la ville de Kapuskasing. Le substrat était dominé par des affleurements occasionnels de sous-sol rocheux et quelques zones de rochers. Des trous d'eau profonds étaient courants. Dans certaines zones, on pouvait voir

d'importants dépôts de vieux fragments de bois et d'écorce qui formaient (ou tout au moins couvraient) des îlots sur le chenal. La végétation aquatique et les macrophytes étaient plutôt rares.

3.6.3 La rivière Groundhog

La rivière Groundhog est le deuxième plus important affluent de la rivière Mattagami (figure 1-3). D'ordre 5 dans sa partie la plus basse, longue de 363 km, la rivière Groundhog occupe un bassin hydrographique de 12 518 km² de superficie (Brousseau et Goodchild, 1989). Le débit moyen à long terme pour la période de 1920 à 1988, était de 144 m³/s à Fauquier, là où l'Autoroute 11 enjambe la rivière. Le débit quotidien moyen le plus élevé enregistré durant cette période a été de 1 810 m³/s, le moins élevé ayant été de 8,5 m³/s, sauf dans une occasion lorsque des conditions de fonte des glaces pourraient avoir influencé la précision des relevés.

La construction de la centrale hydroélectrique à Carmicheal Falls a commencé en 1989 et s'est achevée en octobre 1991, date de démarrage des turbines. Des débits moyens de 102, 173 et 140 m³/s ont été observés respectivement en 1995, 1996 et 1997 à la station de pompage de Fauquier après la retenue des eaux (Doug Lawler, Service de gestion des eaux, Division des ressources hydriques, communication personnelle).

Trois sites d'échantillonnage ont été choisis sur le site de la rivière Groundhog. Des échantillons ont été prélevés du premier site qui est une section située à 3 km du réservoir en amont du barrage Carmichael. Ce réservoir se trouve à une très grande distance, en aval des eaux de la source de la rivière Groundhog, du lac Horwood et des influences possibles de la rivière Ivanhoe. Cependant, plusieurs affluents permanents et épisodiques existent dans la région du réservoir. Le deuxième site se situait à l'endroit où l'Autoroute 11 enjambe la rivière Groundhog à Fauquier, à environ 22 km en aval du barrage hydroélectrique. Quant au troisième site d'échantillonnage, il se trouvait à Whist Falls, à 28 km environ en aval de Fauquier et à 10 km en amont de la confluence des rivières Groundhog et Mattagami.

En amont du barrage hydroélectrique, les niveaux élevés de l'eau ont empêché tout aménagement près du rivage à cause de billes de bois isolées, d'arbrisseaux et de souches, aucun macrophyte aquatique ne survivant là. La profondeur maximale le long des zones transversales du réservoir variait de 11,3 à 21,2 m (profondeur maximale moyenne de 15,5 m) et le substrat était constitué de limon, d'argile et de sable.

En aval, à Fauquier, la profondeur maximale enregistrée était de 6 m et, durant les faibles niveaux de l'eau, on a pu voir affleurer des zones rocheuses dans les zones d'eau les moins profondes. Le substrat dominant est le sable, de grandes quantités d'argile et de limon s'étendant le long du rivage. Les macrophytes les plus présents étaient *Potamogeton* sp. (surtout *P. richardsonii*) près des berges, mais on a aussi trouvé des *Sagittaria latifolia*.

Le troisième site de prélèvement était un bras de la rivière Groundhog, situé à 3 km en aval de Whist Falls. La partie amont du site était constituée de rapides à la base de Whist Falls, tandis que dans la partie aval se trouvait un second passage étroit dans le cours d'eau avec un substrat de sous-sol rocheux. L'habitat situé entre ces deux endroits avait une faible pente d'écoulement, d'où une faible vitesse de débit, le substrat étant formé d'une gamme de roches dont la taille variait des gros blocs de pierre au gravier, en passant par de petits rochers et des galets ; des limons très fins et du sable entouraient les matières les plus grossières.

3.6.4 La rivière Mattagami

Comme on l'a mentionné plus tôt, la rivière Mattagami s'unit à la rivière Missinaibi pour former la rivière Moose. Avec ses 491 km de long, la rivière Mattagami irrigue un bassin hydrographique de 41 672 km², y compris les bassins versants de ses plus grands affluents, les rivières Kapuskasing et Groundhog (Brousseau et Goodchild, 1989). Le bassin hydrographique de la Mattagami elle-même, à Smooth Rock Falls, occupent environ 10 000 km² (Environnement Canada, 1989). Le débit moyen à long terme pour la période de 1920 à 1988 était de 113 m³/s à Smooth Rock Falls, les débits quotidiens moyens maximum et minimum étant respectivement de 1 230 m³/s et de 8,2 m³/s pour la même période (Environnement Canada, 1989 ; un débit quotidien moyen de 0 m³/s en septembre 1977 semble être attribuable à des manoeuvres du barrage durant la mesure). Le débit moyen de la rivière Mattagami à la centrale de Little Long, en aval de la confluence des rivières Kapuskasing et Groundhog, avait atteint 428 m³/s entre 1963 et 1988 (Environnement Canada, 1989).

On a choisi trois sites d'échantillonnage sur la rivière Mattagami. Le premier se situait en amont du barrage à Smooth Rock Falls. Le deuxième était juste en aval du barrage et de l'usine de papier à Smooth Rock Falls. Le troisième se trouvait en aval de Cyprus Falls, à environ 30 km en aval de Smooth Rock Falls et à un peu plus de 7 km en amont de la confluence des rivières Mattagami et Groundhog.

La petite retenue d'eau en amont du barrage à Smooth Rock Falls a une profondeur dépassant 30 m près du barrage. Le substrat est surtout constitué de matières organiques, de limon et d'argile, comme on peut s'y attendre dans la zone de sédimentation au-dessus du barrage. Les macrophytes sont rares dans le chenal principal, mais on trouve plusieurs baies d'eau peu profonde, noyées par le barrage, qui comprennent de longs lits d'espèces végétales flottantes et semi-immérgées ; ce sont notamment *Nuphar advena*, *Potamogetan richardsonii*, *Myriophyllum* spp., et *Ranunculus trichophyllus*. Il y a également un grand nombre de billes de bois et d'arbres au fond de la retenue, si l'on en juge par le nombre d'objets remontés durant des activités de pêche au filet maillant.

En aval, à Smooth Rock Falls, on a trouvé plusieurs affleurements de sous-sol rocheux, mais les substrats étaient surtout du sable avec quelques petites quantités de limon, d'argile

et de graviers. Les profondeurs maximales étaient de 5 m environ, peu de macrophytes étant présents.

Au-dessous de Cyprus Falls, la profondeur maximale atteignait de 4 à 5 mètres, le substrat étant essentiellement de l'argile accompagnée de sable fin et de détritiques. Les macrophytes étaient rares dans la région. La moitié aval de ce site se trouvait dans la zone d'influence du barrage Little Long.

Le quatrième site sur la rivière Mattagami se situait entre les barrages Smokey Falls et Harmon. Plus proche de bief amont du barrage Harmon, ce site permettait surtout de vérifier la retenue d'eau. Le substrat n'a pas été échantillonné, mais vu la nature et la profondeur du site, il est probablement dominé par des limons et de l'argile.

Le site de prélèvement le plus en aval se trouvait au-dessous du barrage Kipling, le dernier de la série de quatre barrages sur cette rivière. L'échantillonnage a été limité à un bras de 2 km de long environ entre le barrage et les premiers rapides en aval, la plupart d'entre eux étant exposés à l'air lorsque le débit était à son plus bas (le débit a fluctué durant les périodes de prélèvement). Le substrat était plutôt du type grossier, dominé par des blocs de pierre et des galets, et aussi un peu de sable. Aucun macrophyte n'a été constaté, peut-être en raison de la fluctuation des niveaux de l'eau.

3.6.5 *La rivière Frederickhouse*

La rivière Frederickhouse est un affluent d'ordre 5 de la rivière Abitibi. Avec une longueur de 215 km, son bassin hydrographique s'étend sur 4 577 km² de superficie (Brousseau et Goodchild, 1989). Au barrage qui se trouve à la décharge du lac Frederickhouse, à une distance considérable en amont du bassin versant, le débit annuel moyen pour la période de 1939 à 1988, était de 32 m³/s avec des débits quotidiens moyens minimum et maximum de respectivement 0 m³/s et 436 m³/s. Les données limitées sur le débit de la rivière Frederickhouse, près de l'embouchure, indiquent que le débit annuel moyen à cet endroit est environ le double de celui mesuré en amont (Environnement Canada, 1989).

Les sites d'échantillonnage étaient situés dans le réseau hydrographique de la rivière Frederickhouse. Le site le plus en aval se trouvait en aval des derniers rapides sur la rivière et s'étendait presque jusqu'à la confluence de la rivière Abitibi. L'habitat était constitué de plantes aquatiques riveraines types et, dans les bras les plus proches de la retenue, on a pu constater un grand nombre de souches et d'arbres dans les zones noyées. Comme dans le cas de la rivière Abitibi, la turbidité était élevée. Les deux autres sites d'échantillonnage étaient le lac Frederickhouse et le lac Nighthawk, dans la partie supérieure du bassin versant de la rivière.

3.6.6 La rivière Abitibi

La rivière Abitibi s'écoule depuis le lac Abitibi, qui est à cheval sur la frontière séparant le Québec de l'Ontario, jusqu'à la rivière Moose. D'ordre 5, la rivière Abitibi a une longueur de 285 km et un bassin hydrographique qui s'étend sur 33 987 km² (Brousseau et Goodchild, 1989). Plusieurs jauges de débit sont installées sur cette rivière. Le débit à Onakawana, où se trouve la jauge la plus en aval, avait une moyenne de 384 m³/s pour la période de 1961 à 1988 (minimum de 19,8 et maximum de 3210 m³/s, Environnement Canada, 1989). À Twin Falls, où se trouve la première jauge en aval du lac Abitibi, les débits annuel pour la période de 1949 à 1988 était de 127 m³/s (minimum de 0 m³/s et maximum de 665 m³/s, Environnement Canada, 1989).

Trois sites d'échantillonnage ont été choisis sur la rivière Abitibi. Le premier se trouvait immédiatement en amont du barrage Twin Falls qui régule les eaux (et donc dans une certaine mesure, le niveau d'élévation) du lac Abitibi. L'habitat était constitué essentiellement d'une retenue avec des substrats mous et un grand nombre de débris à base de bois le long des berges. Comme dans le cas de tous les sites de la rivière Abitibi, la turbidité était élevée. Le second site d'échantillonnage était situé entre le barrage Twin Falls et le prochain barrage sur en aval, à Iroquois Falls. Là encore, l'habitat était constitué essentiellement d'une retenue avec des substrats mous, un grand nombre de souches et d'arbres noyés, et une turbidité élevée. Le troisième site d'échantillonnage se situait en aval du barrage à Iroquois Falls. L'habitat était du type riverain, les substrats les plus courants étant des sables et des limons, mais avec des blocs et des galets dans les régions à écoulement plus rapide, et des profondeurs de 3 à 4 m vers le milieu du cours d'eau.

3.7 Chimie de l'eau

Une caractérisation à grande échelle de la qualité générale de l'eau doit refléter la géologie et les apports des divers affluents qui contribuent à l'écoulement dans le réseau hydrique. Les détails de la chimie de l'eau sont fournis par Farwell (2000). Des échantillons d'eau ont été analysés conformément aux procédures établies par le Laboratoire national des essais environnementaux (LNEE) qui est attaché à Environnement Canada (Environnement Canada, 1995), au Centre canadien des eaux intérieures (CCEI) à Burlington (Ontario). Au cours des saisons d'échantillonnage de 1997 et 1998 sur les rivières Abitibi et Frederickhouse, les études se sont concentrées sur l'examen des réponses des meuniers noirs aux nouveaux aménagements industriels. Les sites ont été évalués au niveau des similitudes d'habitat, mais aucune analyse de la chimie de l'eau n'a été réalisée.

Les concentrations de phosphore et d'azote sont présentées dans la figure 3-8.

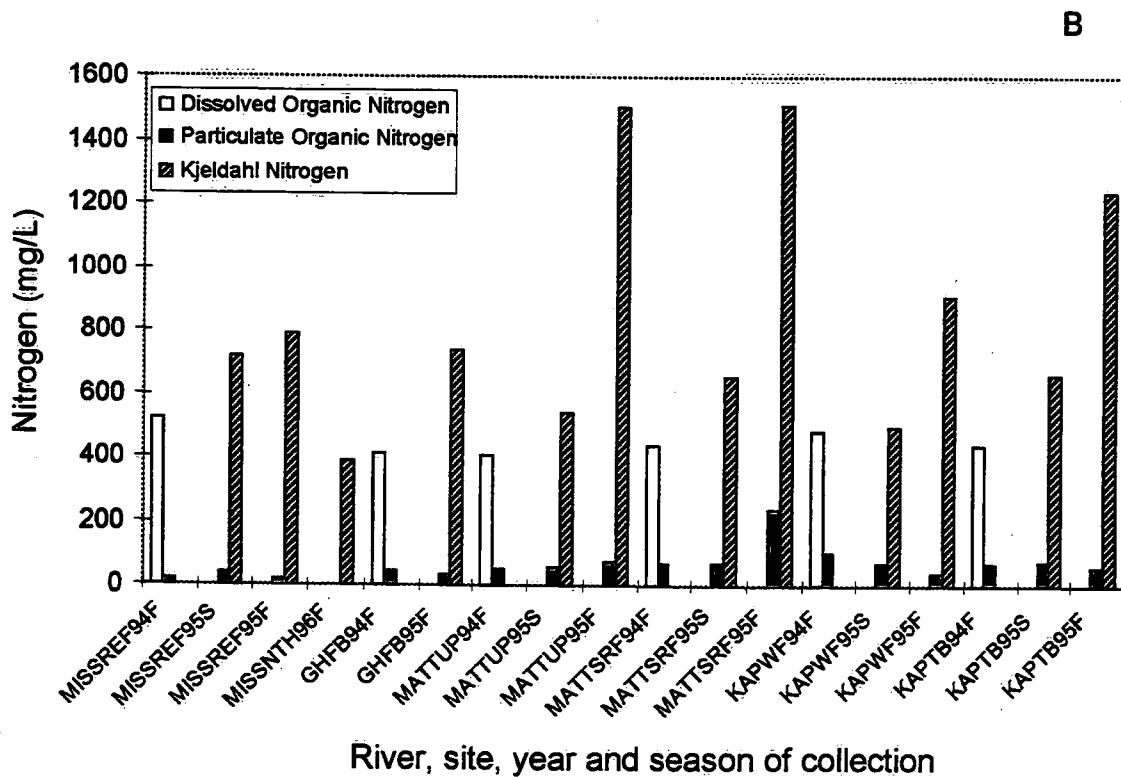
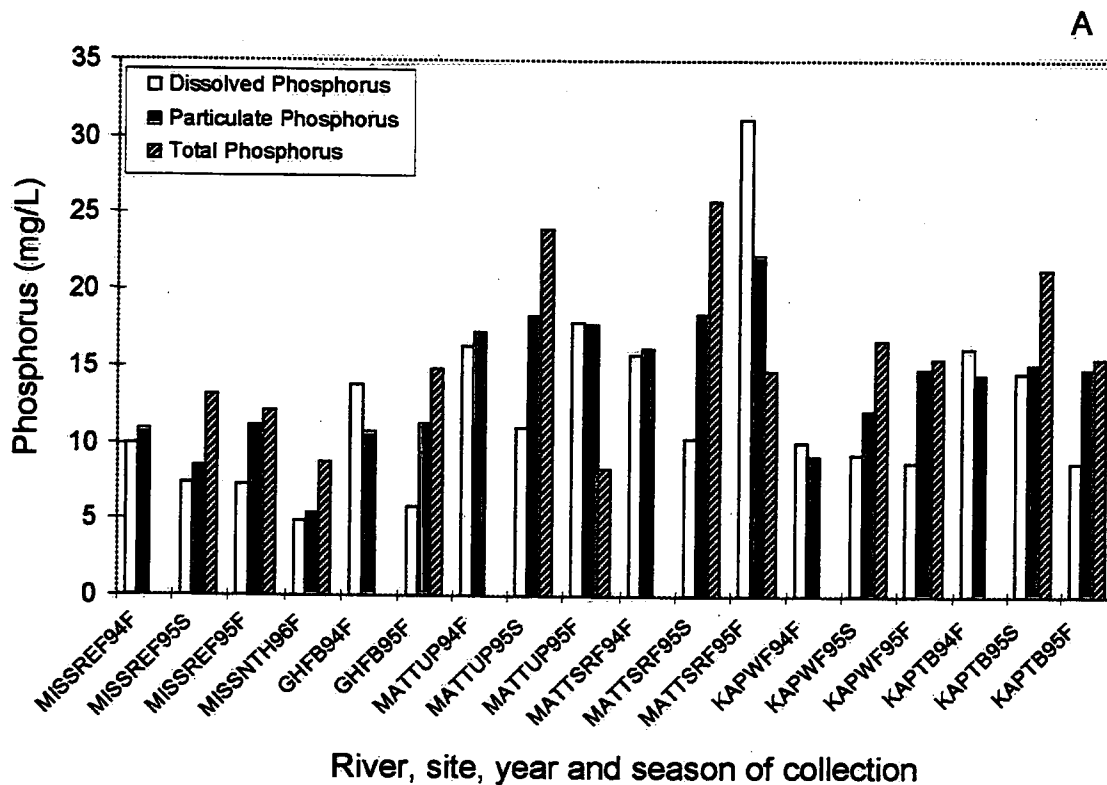


Figure 3-8 : Concentrations en mg/L de phosphore (A) et d'azote (B) dans les échantillons d'eau recueillis au printemps(S) et en automne (F) de 1994, 1995 et 1996 dans les rivières Missinaibi (MISS) à Mattice (REF) et Thunderhouse Falls (NTH), Groundhog (GH) à Fauquier Bridge (FB), Mattagami (MATT) en amont (UP) et an aval à Smooth Rock Falls (SRF), et Kapuskasing (KAP) en amont à Woman Falls (WF) et en aval à Two Bridges (TB)

3.7.1 La rivière Missinaibi

En mai 1995, l'eau de la rivière avait un pH de 6,45 et le carbone inorganique dissous ou CID total (983 $\mu\text{mol/L}$) était essentiellement du CO_2 aqueux (566 mmol/L), le reste étant du carbone inorganique sous forme de bicarbonate (alcalinité de 417 $\mu\text{mol/L}$). Les niveaux élevés d'alcalinité (54 à 96 mg/L) sont révélateurs de la dureté de l'eau de la rivière Missinaibi (Farwell, 2000). Les variations saisonnières incluaient une réduction des niveaux d'alcalinité, de carbone inorganique dissous et du pH au printemps (1995) par rapport à l'automne (1994 et 1995) à Mattice (Farwell, 2000). En revanche, la quantité totale de particules solides en suspension (QTSS), de particules de carbone inorganique et d'azote était un peu plus élevée au printemps (1995) qu'en automne (1994 et 1995).

Les paramètres chimiques comme le pH, l'oxygène dissous, la conductivité et la turbidité ont peu varié d'un site à l'autre (Mattice, Skunk Island et Thunderhouse) à l'automne de 1996 (Farwell, 2000) (voir le tableau 3-7).

Tableau 3-7
Sommaire de la qualité d'eau ; valeurs moyennes pour 1994 à 1996 (détails dans Farwell, 1999)

	Missinaibi	Kapusking		Groundhog	Mattagami	
	(MISSREF)	KAPMR	KAPT B	(GHFB)	MATTUP	MATTSRF
pH	7,1	7,5	7,5	7,8	7,7	7,5
Oxygène dissous (mg/L)	10,3	9,4	8,2	9,4	8,2	8,5
Conductivité (mS/cm)	152	154	155	146	126	179
Turbidité (NTU)	5,8	61	190	-	9,6	6,6
Alcalinité (mg/L)	74	67	68	67	50	54
Carbone inorganique dissous	17,3	15,8	16,4	10,2	11,2	11,8
Carbone organique particulaire	0,21	0,51	0,91	0,26	0,52	0,92
Qté totale de solides en suspension	2,1	2,4	3,2	2,9	5,1	7,9

3.7.2 La rivière Kapuskasing

La mise en oeuvre du traitement secondaire dans l'usine de papier de Kapuskasing en avril 1995 a donné lieu à une réduction des concentrations de carbone inorganique dissous (CID) et de carbone organique dissous (COD) dans les rejets à partir de l'automne 1994 et en 1995 et 1996 (Farwell *et al.*, 1999c). Le traitement secondaire des rejets de l'usine a également provoqué une augmentation de l'alcalinité et une diminution de la couleur et de la turbidité (Farwell *et al.*, 1999c). Les concentrations des divers paramètres chimiques (CID, COD, QTSS) et autres mesures – notamment pH, conductivité, alcalinité, couleur et turbidité – aux sites en amont (KAP-UP) et en aval (KAP-DN) de l'usine de papier, étaient comparables durant les années de suivi après la mise en place du traitement secondaire. Des tendances saisonnières ont été constatées qui donnaient invariablement un CID plus bas et un COD plus élevé au printemps par rapport à l'automne. Les

concentrations de carbone organique particulaire (COP) et d'azote organique particulaire (AOP) mesurées en aval de l'usine (KAP-DN) ont diminué de plus de moitié comparativement à la période d'échantillonnage antérieure à la mise en place du traitement secondaire en automne 1991 (Robinson *et al.*, 1994).

3.7.3 La rivière Groundhog

L'analyse de la chimie de l'eau de la rivière Groundhog à Fauquier en automne 1994 et 1995 a montré des écarts minimes, les valeurs étant comparables à celles de la chimie de l'eau de la rivière Missinaibi (Farwell, 2000). Les détails du protocole de prélèvement des échantillons sont également décrits dans Farwell, 2000.

3.7.4 La rivière Mattagami

Le traitement secondaire mis en oeuvre à l'usine de papier de Smooth Rock Falls (octobre 1994) a donné lieu à des concentrations plus élevées de CID et de COD durant l'année (automne 1995) suivant le traitement, par comparaison aux concentrations enregistrées avant cette mise en oeuvre (automne 1994). En automne 1996, toutefois, les concentrations de CID étaient inférieures à celles enregistrées avant la mise en oeuvre du traitement secondaire. Les autres paramètres des effluents comme l'alcalinité, les composés halogénés adsorbables (AOX), la couleur et la turbidité ont connu une augmentation au cours des années qui ont suivi la mise en oeuvre du traitement secondaire (tableau 3-8). Les données sur les nutriments et les paramètres chimiques de l'eau étaient comparables en amont et en aval des effluents de l'usine de pâte à papier à la suite de la mise en place du traitement secondaire. Des tendances saisonnières incluant plus particulièrement des baisses de concentrations du CID et de l'alcalinité, de même que des augmentations de la couleur, ont été observées au printemps par comparaison aux périodes d'échantillonnage en automne, pour les sites en amont et en aval des rejets des effluents.

3.8 Le biote

Avant de se lancer dans une évaluation guidée par les effets, il est important d'acquérir une bonne connaissance du biote présent. Cette connaissance s'obtient souvent à l'aide de la collecte de données antérieures et permet la sélection des espèces indicatrices appropriées. La recherche documentaire concernant les pêcheries et les études déjà menées dans le bassin versant de la rivière Moose est résumée dans les sections décrivant l'élaboration du plan de la présente étude (Fiset *et al.*, 1995 ; Seyler, 1997 ; Portt *et al.*, 1999).

3.8.1 Rôles éventuels des signatures d'isotopes stables dans l'évaluation des effets cumulatifs

Il est important d'établir une compréhension de base de la relation qui existe entre les espèces et les niveaux trophiques afin d'évaluer les similitudes ou les différences entre les sites. Les sources d'énergie et les relations à l'alimentation peuvent influencer la

performance des poissons ; si ces relations sont considérablement différentes d'un site à l'autre, elles risquent de gêner l'interprétation des causes des changements. L'analyse des isotopes stables est de plus en plus employée dans les études des réseaux trophiques aquatiques ; elle part du principe que les changements dans les ratios isotopiques des niveaux progressivement plus élevés de consommateurs sont prévisibles, et que les différences dans les ratios isotopiques ont une pertinence écologique et/ou biologique. L'analyse des isotopes stables peut se révéler un outil puissant pour procurer des informations sur la mobilité des poissons, la productivité du milieu, l'écoulement des substances nutritives et la structure du réseau trophique ; mais dans de nombreux cas, les facteurs propres au site limitent son applicabilité. L'utilité de l'analyse des isotopes stables a été évaluée durant les études du bassin versant de la rivière Moose. Les résultats détaillés sont publiés ailleurs (Farwell, 2000).

La composition des isotopes $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ dans le corps d'un consommateur est fonction de la séparation isotopique dans laquelle la discrimination de l'isotope plus léger (^{12}C , ^{13}C) ou plus lourd (^{14}N , ^{15}N) se produit durant le processus d'assimilation et d'incorporation dans les tissus. La pertinence écologique des signatures de $\delta^{13}\text{C}$ d'un consommateur se base sur la capacité à déterminer la contribution de différentes sources primaires, en supposant que les signatures de $\delta^{13}\text{C}$ des sources primaires sont distinctes au niveau isotopique. Dans les études du bassin versant de la rivière Moose, des traceurs isotopiques stables ont servi à identifier l'utilisation de l'habitat dans les sites où il n'existe aucun obstacle aux déplacements des poissons, et pour distinguer les différences d'habitat propres au site (Farwell, 2000). Des tentatives ont également été faites en vue d'établir un rapport entre les signatures des isotopes propres aux sites et les dégradations de la structure ou de la fonction de l'écosystème, rapport qui pourrait être utile dans la sélection de sites de référence convenables. La composition des isotopes $\delta^{13}\text{C}$ et $\delta^{15}\text{N}$ dans les poissons et les invertébrés benthiques a été analysée dans chaque rivière et un exemple sera utilisé pour démontrer l'utilité de ces données.

Une analyse des composés alimentaires et des tissus musculaires des poissons prélevés dans le bras principal de la rivière Missinaibi a révélé des signatures d'isotopes stables de carbone qui sont comparables à celles des sources normales de carbone (feuilles végétales, matière organique en particules fines et film biologique), des invertébrés benthiques et des espèces de poissons benthiques (meunier noir, meunier rouge, perche, raseux-de-terre, chabot et épinochette) (figure 3-9). Ce type d'informations peut fournir des données de base sur les relations trophiques. Les échantillons prélevés dans la rivière Missinaibi ont également montré une stabilité entre les sites et d'une année à l'autre, fournissant ainsi une bonne référence pour la comparaison entre les autres sites au sein du bassin versant (Farwell, 2000). La variété des sites de référence (Mattice, Skunk Island, Thunderhouse Falls, Whist Falls, Woman's Falls et Cyprus Falls) échantillonnés au cours de la présente étude a procuré une représentation raisonnable de la gamme des signatures isotopiques chez les meuniers noirs des différents habitats du bassin.

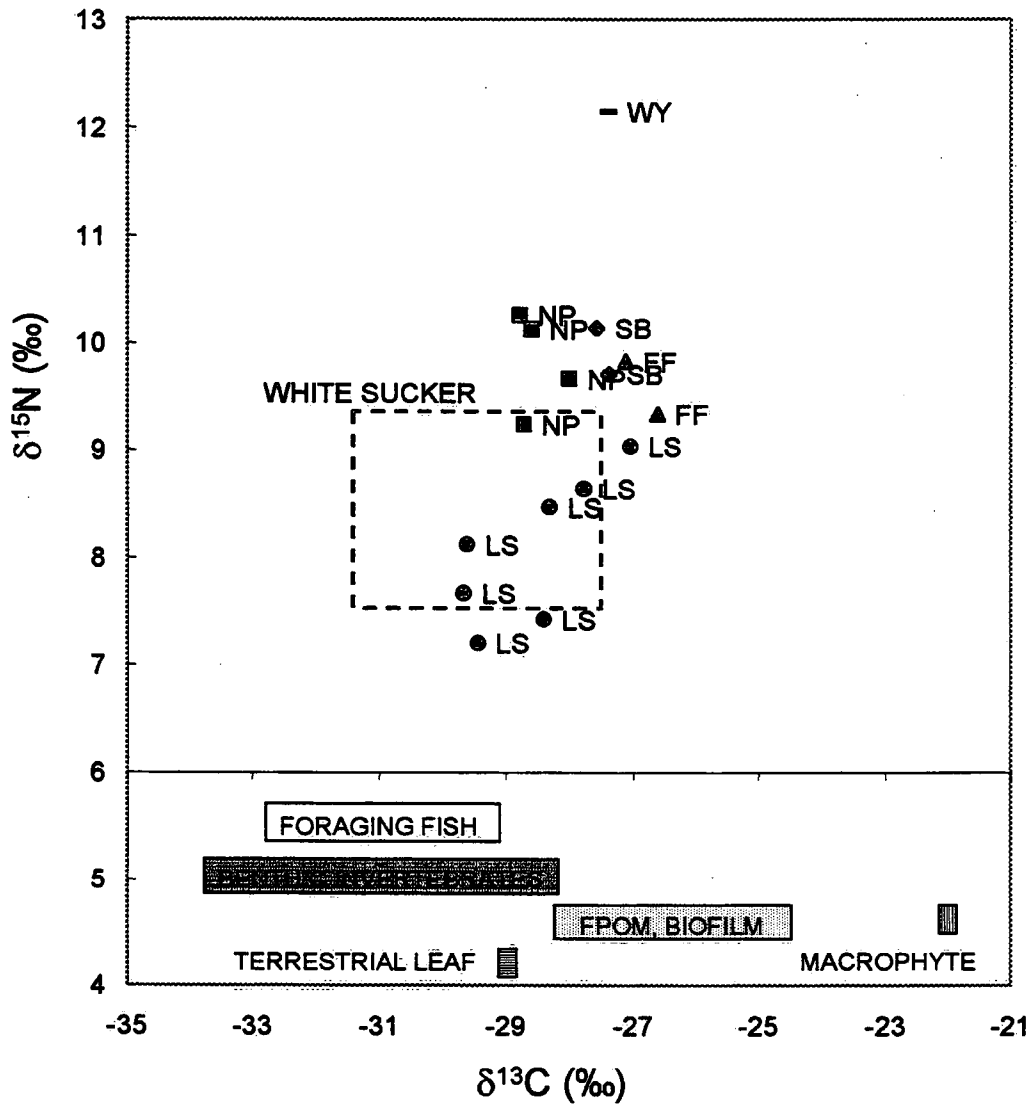


Figure 3-9 : Gamme des valeurs de l'isotope $\delta^{13}\text{C}$ (‰) dans les sources primaires aquatiques et terrestres, les invertébrés benthiques et les petits poissons fourrage (Farwell, 2000), comparées à la composition isotopique $\delta^{13}\text{C}$ (‰) et $\delta^{15}\text{N}$ (‰) des espèces de poissons benthiques, notamment le meunier noir (*C. commersoni*) et le meunier rouge (*C. catostomus*) (LS), et les espèces prédatrices comme le doré jaune (*S. vitreum*) (W), le grand brochet (*E. lucius*) (NP), l'achigan à petite bouche (*Micropterus dolomieu*) (SB) et l'ouïtouche (*Semotilus corporalis*) (FF) de Mattice sur la rivière Missinaibi en 1994 et 1995 (FPOM = matière organique en particules fines)

Des données comparables ont été examinées dans 15 sites du bassin versant de la rivière Moose (Farwell, 2000) avec pour principal objectif de déterminer les cycles du carbone et de l'azote dans le réseau trophique benthique des rivières régulées et non régulées. La variabilité isotopique du meunier noir entre les sites et d'une année à l'autre était minime (Farwell, 2000). D'autres sites de référence à des distances importantes (> 40 km) des aménagements industriels sur les rivières Groundhog, Kapuskasing et Mattagami ont montré des gammes comparables de variabilité de l'azote aux sites échantillonnés sur la rivière Missinaibi (Farwell, 2000). La variabilité isotopique du meunier noir, surtout la variabilité de l'isotope $\delta^{13}\text{C}$ associée aux habitats lotiques et lénitiques dans ces rivières de taille moyenne, a souligné l'importance de la sélection des sites de référence ainsi que le nombre de sites de référence requis pour évaluer convenablement les altérations des cycles du carbone et de l'azote dans les portions exploitées des rivières. La capacité à différencier, sur le plan isotopique, les habitats au moyen des poissons benthiques démontre la sensibilité des signatures de $\delta^{13}\text{C}$ pour détecter les changements structurels et fonctionnels dans la productivité primaire des rivières.

Les changements dans la composition isotopique peuvent servir à déduire les sources d'énergie, les lieux de séjour et les préférences alimentaires. Les isotopes stables trouvés dans les meuniers noirs en amont des aménagements industriels sur les rivières Kapuskasing et Mattagami ont suggéré que les sources terrestres de carbone excédentaire (écorce et bois) produit par les longues activités de flottage des billes de bois ne constituaient pas des sources importantes de carbone présent dans le réseau trophique benthique (Farwell, 2000). Des différences significatives dans les isotopes en amont des aménagements industriels sur la rivière Mattagami ont toutefois indiqué le besoin de mieux comprendre les relations alimentaires et les sources de nutriments (Farwell, 2000).

Aucun chevauchement dans les signatures d'isotopes de carbone n'a été constaté entre les meuniers noirs prélevés en amont des sites de référence sur la rivière Kapuskasing et ceux prélevés en aval de l'usine de papier (Farwell, 2000). Par ailleurs, il était évident que les meuniers noirs prélevés à 2 km et à 14 km en aval des rejets ne se mélangeaient pas, malgré l'absence d'obstacles entre ces sites. Une des difficultés que soulève l'évaluation des impacts des rejets de l'usine de papier sur les populations de poissons est de déterminer la relation entre les effets observés et le niveau d'exposition des populations de poissons sauvages. Dans certaines rivières, les signatures isotopiques de $\delta^{13}\text{C}$ relevées dans les meuniers noirs pouvaient servir à retracer l'exposition de ces poissons aux rejets de l'usine de papier dans les milieux touchés par l'influence combinée des activités des aménagements hydroélectriques et des usines de pâtes et papiers.

Les poissons prélevés en amont et en aval des aménagements hydroélectriques ont démontré que la composition isotopique dépend de la configuration du milieu, de l'âge des aménagements, des durées de rétention, de la profondeur du réservoir de retenue et de la distance en aval à laquelle ont été faits les prélèvements (Farwell, 2000). La composition d'isotopes $\delta^{15}\text{N}$ dans les meuniers noirs pris dans les sites amont et aval de la rivière Mattagami était notablement plus enrichie que celle des autres rivières soumises à l'étude.

Un enrichissement comparable de la composition de $\delta^{15}\text{N}$ dans les éphémères communes fouisseuses (*Hexagenia*) prélevées en amont et en aval de la rivière Mattagami, comparativement à celles de la rivière Groundhog (Farwell, 2000), a montré que l'enrichissement de $\delta^{15}\text{N}$ du biote aquatique de la rivière Mattagami était fonction de l'enrichissement de $\delta^{15}\text{N}$ à la base de la chaîne alimentaire benthique (production primaire), et était éventuellement lié à une augmentation du phosphore dans le milieu visé. La source de ce phosphore était probablement très loin en amont (les sources possibles incluent notamment la ville de Timmins).

Dans certains milieux, l'analyse des isotopes stables peut servir à examiner les relations trophiques, les sources d'énergie, la résidence et les préférences alimentaires. L'applicabilité des techniques va dépendre des origines des sources énergétiques, mais elle semble constituer un outil avec un potentiel énorme pour nous aider à comprendre les milieux et les écosystèmes.

4. ÉLABORATION DES INDICATEURS CLÉS (POINTS D'EXTRÉMITÉ DES MESURES)

Dans une évaluation guidée par les effets, il est nécessaire de choisir les indicateurs qui conviennent le mieux pour comprendre la performance du milieu visé. Plusieurs étapes sont inévitables pour choisir les points d'extrémité des mesures, y compris la sélection du niveau de surveillance et la sélection des mesures à utiliser comme indicateurs (figure 4-1).

Les méthodes basées sur l'évaluation des risques et sur les agents stressants s'élaborent couramment lors de colloques multilatéraux qui permettent d'établir une liste des éléments d'évaluation de l'écosystème dès le début du processus de sélection des points d'extrémité de l'évaluation. Ces points d'extrémité de l'évaluation sont en principe des énoncés sur les aspects du système écologique qui sont évalués au niveau de la protection, mais qui sont rarement mesurables directement. Dans de nombreux cas, les éléments d'évaluation de l'écosystème étudiés tendent à être variables (par ex., populations de dorés jaunes) et il est difficile de concevoir une étude économique pour détecter un changement statistiquement important. Dans ces situations, les éléments d'évaluation de l'écosystème (sont estimés par le biais d'un indicateur de remplacement (par ex., dorés jaunes pris par des pêcheurs à la ligne). Le raisonnement qui sous-tend la méthode des éléments d'évaluation de l'écosystème est le suivant : une absence de menace à tout élément d'évaluation signifie qu'il n'est plus nécessaire de procéder à l'évaluation.

Dans les évaluations guidées par les effets, le choix des espèces et des indicateurs les plus appropriés doit se concentrer sur les caractéristiques écologiques du milieu visé et de la nature propre au site des exigences de l'évaluation. Il est parfois difficile de corréliser les éléments d'évaluation de l'écosystème à la performance du milieu ; et les changements dans d'autres organismes pourraient être beaucoup plus pertinents à la compréhension des impacts directs et indirects associés aux aménagements industriels déjà existants et proposés. Les informations signalant que les populations de meuniers noirs montrent un retard de maturité sexuelle ou une fécondité réduite sont importantes pour la compréhension des seuils de changements environnementaux, même si les populations d'ombles ou d'autres poissons de valeur peuvent ne pas montrer de changements.

Les méthodes basées sur les effets peuvent tirer profit des connaissances des divers intervenants dans un projet au niveau des éléments les plus estimables d'un milieu, et il sera nécessaire d'expliquer la pertinence de tout changement intervenu dans la performance des éléments d'évaluation de l'écosystème. Cependant, les intervenants peuvent également jouer des rôles cruciaux dans l'évaluation de l'acceptabilité des changements lors des évaluations rétrospectives, et dans l'évaluation des résultats des campagnes continues de suivi. Il est important de pouvoir communiquer la signification des évaluations basées sur les effets aux intervenants. Ce chapitre passe en revue certaines des considérations philosophiques liées au choix de ces indicateurs pour les évaluations basées sur les effets.

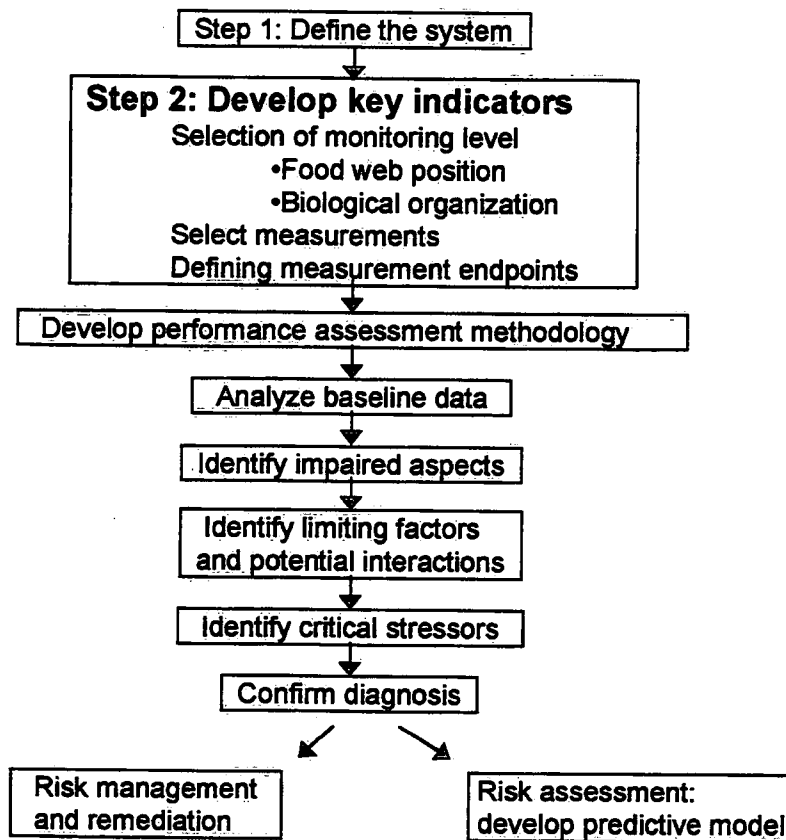


Figure 4-1 : Deuxième étape dans l'évaluation guidée par les effets : élaborer les indicateurs clés

4.1 Choix du niveau de suivi

Le choix du niveau de suivi sera largement théorique, se fondant sur les objectifs de l'évaluation à entreprendre. Ce choix comprend deux aspects : niveau d'organisation dans le réseau trophique (algues, bactéries, invertébrés benthiques, poissons, ou autres) et niveau d'organisation biologique dont il faut surveiller les valeurs d'extrémité (biochimique, cellulaire, organique, individuel et de population). Tous les organismes intègrent les agents stressants dans le milieu et tous les niveaux d'organisation sont capables de montrer des changements mesurables, mais le niveau de suivi retenu doit être pertinent au processus de prise de décision. Il est par exemple inutile de surveiller une série d'indicateurs qui ne permettent pas de prendre des décisions de gestion évidentes.

4.1.1 Position du réseau trophique

Les réseaux trophiques aquatiques comprennent un grand nombre de niveaux organisationnels ; c'est pourquoi les évaluations se sont concentrées sur les niveaux trophiques inférieurs et supérieurs. Bien que les méthodes de suivi du type "de bas en haut" et "de haut en bas" soient avantageuses (Munkittrick et McCarty, 1995), il est crucial que le choix de la méthode à utiliser se fasse avec soin et tienne compte de ses avantages et inconvénients.

Les populations d'algues et de zooplancton peuvent être touchées par les aménagements industriels et, dans de nombreux cas, elles sont plus sensibles que les espèces de poissons ou d'invertébrés benthiques. Plusieurs situations existent où il semble logique de surveiller ces éco-communautés pour lancer des programmes d'évaluation, par exemple, lorsqu'une situation est assez bien comprise pour lancer une campagne rentable de surveillance à long terme : les mesures, dans ce cas, peuvent servir à représenter indirectement l'état du milieu. Cependant, ces changements doivent se traduire en niveaux plus élevés d'organisation afin de permettre de prendre des décisions au sujet de leur importance. Les algues et le zooplancton sont de bons indicateurs d'alerte, mais seulement dans les milieux où leur rôle dans les réponses aux niveaux les plus élevés est assez bien compris pour rendre possible une extrapolation. Si des changements à ces niveaux ne sont pas pertinents aux niveaux d'organisation plus élevés, alors le suivi de leur état n'est pas une option économique.

Les décisions seront en général basées sur les bouleversements que subissent les populations de poisson afin d'évaluer la durabilité, et aussi sur les habitats de poissons (d'après les mesures de populations d'invertébrés benthiques) ; ces paramètres fournissent des indicateurs de l'acceptabilité de toute modification évidente dans le milieu visé. Ce sont là les niveaux que l'on va analyser ici (des discussions plus détaillées sur le processus de prise de décision sont présentées au chapitre 10).

De grands progrès ont été réalisés qui permettent de comprendre comment utiliser les données des populations benthiques pour évaluer la santé des écosystèmes aquatiques ; ces aspects sont expliqués en grande partie dans les guides de référence préparés par

Environnement Canada dans le cadre de son *Programme canadien de suivi des effets sur l'environnement* lors de la mise en service d'usines de pâtes et de papiers, ou encore d'installations d'extraction de minerais métalliques (Environnement Canada, 1997a,b,c, 1999 ; rapports AETE). Ce chapitre va décrire la manière d'élaborer des indicateurs comparables pour les poissons.

4.1.2 Niveau d'organisation biologique

Des dégradations de la performance du milieu peuvent devenir évidentes à tous les niveaux d'organisation, y compris le niveau individuel, collectif ou de population. Choisir le niveau d'organisation à utiliser pour les évaluations dépend de plusieurs facteurs (action théorique). Certains décideurs préfèrent éviter d'utiliser des indicateurs de réponses à l'exposition des agents stressants ; ils opteraient plutôt pour l'emploi d'indicateurs biochimiques les plus sensibles exempts d'aberrations. D'autres décideurs estiment que tant qu'il n'y a pas élimination des espèces présentes, les impacts ne sont pas pertinents. Aucune de ces méthodes ne convient toutefois à un programme d'évaluation. Permettre des changements jusqu'à l'extinction d'une espèce ne laisse aucune zone tampon de réaction si le milieu doit être géré de façon adaptative. En outre, de nombreux changements peuvent se manifester au niveau de la population, avant son extinction, et se révéler très préjudiciables.

À mesure que le niveau d'organisation augmente de l'individu à la collectivité, on observe un accroissement de la pertinence écologique, un accroissement du laps de temps jusqu'à la détection des changements, ainsi qu'une diminution de la spécificité de la réponse (tableau 4-1). Au niveau individuel, les réponses augmentent, passant d'un niveau primaire à court terme à base de perturbateurs neuroendocriniens, à des réponses intégratives à long terme au niveau de la taille et de la croissance des organes, pour tenter de s'adapter au stress. Il est généralement admis que les seules mesures réelles des populations sont le nombre total d'individus ; mais les populations et les éco-communautés montrent également un niveau progressif comparable de réponse au stress (Munkittrick et McCarty, 1995). Au niveau de la population, les premiers indicateurs de stress comprennent des changements dans les taux de croissance individuelle et autres mesures de performance, longtemps avant que l'on remarque des modifications dans le recrutement ou l'abondance.

Tableau 4-1
 Comparaison des réponses au stress à différents niveaux d'organisation^{a,b}.

Niveau de suivi	Primaire	Secondaire	Tertiaire	Spécificité	Impact au niveau de l'écosystème
Laps de temps	<i>Court</i>	<i>Moyen</i>	<i>Long</i>		
Individu	Réponses neuro-endocriniennes (<i>i.e.</i> , ACTH*, stéroïdes sexuels)	Réponses physiologiques (glucose, rythme cardiaque, etc.)	Changements de tout l'organisme, (croissance, reproduction, résistance aux maladies)	<i>Haute</i>	<i>Faible</i>
Population	Intégrateurs d'individus (taux de croissance, taux de maturité)	Dynamique (recrutement, survie, etc.)	Production (abondance des populations individuelles)	<i>Moyenne</i>	<i>Moyen</i>
Éco-communauté	Production	Dynamique/diversité	Fonction de l'écosystème	<i>Faible</i>	<i>Élevé</i>

* adrénocorticotrophine

a (adapté de Munkittrick et McCarty, 1995)

b Bien qu'il soit généralement admis que les individus réagissent au stress à plusieurs niveaux d'organisation, on attribue une seule réponse aux populations et éco-communautés. Il est important de comprendre que les populations peuvent montrer des réponses autres que celles liées au nombre total d'individus. Ce tableau résume les réponses au stress à différents niveaux d'organisation, au sein de différents niveaux d'organisation

Aux plus hauts niveaux d'organisation, on constate une augmentation simultanée dans le délai avant détection des incidences, et une diminution dans la capacité à déceler la causalité (tableau 4-1). Si le principal objet de l'évaluation est de déterminer la non-perturbation du milieu et l'acceptabilité des changements, alors une évaluation basée sur l'éco-communauté ou la population connaîtra un délai susceptible d'être inapte à la prédiction des changements dans le temps pour rectifier les problèmes du milieu. La disparition d'espèces ne serait ni durable, ni acceptable dans la plupart des évaluations et le suivi du milieu à ce niveau ne profiterait pas du degré de prévisibilité qu'offrent les autres niveaux. La surveillance au niveau de l'éco-communauté peut être aussi intensive et exiger des données historiques. Dans un vaste pays comme le Canada, où les populations sont souvent éparpillées et nombre de régions mal étudiées, des informations de base sont en général indisponibles à ce niveau de détail.

Au niveau de la population, il est indispensable d'avoir des informations cruciales sur la résidence antérieure des espèces dans le milieu, ainsi qu'une description des facteurs liés à l'absence ou l'abondance réduite d'une espèce. Il est absurde d'effectuer des essais de suivi sur les espèces ayant disparu d'un milieu, et il est illogique d'axer les campagnes

d'échantillonnage sur des espèces peu abondantes. Des essais de confirmation doivent être menés sur les espèces assez abondantes pour fournir des échantillons en nombres statistiquement suffisants, et sur les espèces assez abondantes pour appuyer une étude sur le terrain.

À l'autre extrémité de l'organisation biologique, les évaluations biochimiques sont souvent trop sensibles, de nombreux changements se produisant sans conséquences pour les organismes complets. Alors que ce niveau de surveillance conviendrait pour définir les réponses et l'exposition aux effets, l'incapacité à extrapoler les changements aux conséquences sur les organismes complets et les populations limite son utilité à mesurer l'importance des changements et des conséquences pour définir l'acceptabilité. Le principal inconvénient des indicateurs biochimiques est qu'il est nécessaire de savoir jusqu'à quel point un changement est important et pourquoi il est important.

La détermination du niveau dans l'évaluation va dépendre de ce que ce niveau nous offre comme information nécessaire pour la prise de décision. Les décisions couvrent divers objectifs dont notamment la caractérisation de l'évaluation de l'impact, l'estimation des conséquences possibles des aménagements futurs, ou encore la détermination de la durabilité. Toutefois, un processus d'évaluation basée sur les effets doit s'appuyer sur une méthode itérative afin d'aboutir à une compréhension du milieu suffisante pour prendre des décisions concernant l'acceptabilité des réponses.

Il est possible d'extrapoler des changements entre des niveaux étroitement liés : par exemple, avec assez de compréhension, on peut prédire une réponse physiologique basée sur des résidus de tissus et l'on peut prédire des problèmes de reproduction sur la base de changements physiologiques. Mais il existe des domaines où l'extrapolation est plus difficile, même avec une compréhension suffisante. Ces domaines comprennent les extrapolations tirées :

- des réponses de toxicité obtenues par des essais en laboratoire sur des individus à des réponses sur le terrain ;
- des changements des taux de croissance et de reproduction au niveau de l'individu au recrutement dans toute la population ;
- des changements dans les données sur l'habitat ou les groupes benthiques aux changements dans les éco-communautés de poissons et la capacité de reproduction (figure 4-2 ; adapté de Munkittrick et McCarty, 1995).

Il est évident que les relations entre des niveaux étroitement liés sont compliquées, et que les facteurs autres que les agents stressants connus jouent un rôle dans l'induction de variabilité dans les réponses. Une décision doit être prise quant au niveau minimal de dommages tolérables par l'environnement afin de permettre la durabilité de l'industrie, des éco-communautés et du respect de l'environnement.

L'information à l'interface entre niveau individuel et niveau de la population offre un compromis entre la pertinence écologique des changements de niveau du peuplement des espèces et la sensibilité des réponses au niveau individuel. Ce niveau comprend des intégrateurs de performance qui sont directement pertinents aux niveaux de population, ont un délai de réaction relativement court (quelques semaines à quelques mois) et sont assez étroitement liés aux indicateurs physiologiques pour lesquels il est possible de déceler les relations de cause à effet. Des changements dans ces mesures sont pertinents pour l'évaluation de la durabilité et de l'acceptabilité.

Notre décision a été de nous concentrer sur les intégrateurs individuels des réponses comme la croissance, la reproduction et la distribution de l'âge. Ce rapport a pour objet de présenter une méthode qui traite justement de ces questions. Il y en a probablement d'autres à l'étude, notamment celles basées sur la structure des peuplements de poissons (EPA, Ohio, 1987 ; Minns *et al.*, 1994), et sur la capacité de production des habitats (Minns, 1997). La méthode décrite ici met en jeu la détermination des impacts subis par les populations de poissons, et la manière de les utiliser pour établir une évaluation des effets cumulatifs dans le milieu visé. Getz et Haight (1989) ont passé en revue l'application de ces variables à des modèles généraux de population, y compris ceux utilisés dans la gestion des pêches ; Barnthouse *et al.* (1987, 1989, 1990) ET Power *et al.* (1994) fournissent des exemples d'applications spécifiques de ces variables à l'évaluation des risques d'ingestion de polluants toxiques par des peuplements ichthyologiques.

4.2 Sélection des mesures

La sélection des mesures sera affectée par les informations requises pour la prise de décisions et par l'échelle temporelle admise dans cette prise de décisions. Le processus d'évaluation basée sur les effets qui est décrit ici se fonde sur une méthode itérative pour édifier une compréhension du milieu visé, et sur un engagement de suivi post-aménagement et de gestion adaptative à mesure qu'augmente le niveau de compréhension du milieu. Les collectes séquentielles de données amènent des analyses sélectives utiles qui procurent une composante temporelle précieuse pour l'interprétation. Il est bien plus économique d'obtenir des informations dans un processus itératif que par le biais d'une seule grande collecte. Il semble absurde de se lancer dans une étude complète des implications reproductives d'un aménagement proposé si le milieu récepteur est limité en termes de disponibilité de nourriture.

Les caractéristiques de performance au niveau individuel intègrent tous les facteurs qui affectent les poissons, et les aspects essentiels de la performance comprennent la croissance, la reproduction et la survie. Le but des études de base serait de déterminer la performance des principales espèces de poissons dans l'éco-communauté. Les aspects importants de la performance à définir au cours des études de base seraient les taux de croissance, les contributions à la reproduction et la distribution de l'âge des poissons. On peut supposer que les poissons d'une population qui se développent, se reproduisent et survivent dans des conditions comparables à celles des sites de référence, seraient "normaux" (Munkittrick et

Dixon, 1989a,b). Dans un site non exploité, des différences observées durant les études de base seraient indicatives d'un milieu sous-optimal. Il serait alors important de chercher à comprendre pourquoi ces populations n'ont pas atteint le maximum de leur potentiel avant d'élaborer une évaluation des risques éventuels associés à de nouveaux aménagements. Le suivi post-aménagement se pencherait sur les mêmes paramètres de performance pour surveiller les changements.

Le principal objectif des études doit être la détection des changements notables (>20 %), vu qu'il y aura toujours un débat sur la pertinence des petits changements, surtout si ceux-ci s'inscrivent dans la fourchette de variabilité normalement admise pour les espèces visées. Les évaluations de risques et la modélisation prédictive devraient surtout prendre en compte la manière dont l'aménagement interagit avec les facteurs limitatifs, et aussi avec d'autres agents stressants.

Comme les mesures biologiques risquent d'être affectées par divers facteurs, il est important que les conclusions soient prudentes. Il n'est pas plus aisé de conclure qu'il n'y a aucun effet que de conclure que des réponses ont été enregistrées. La présence ou l'absence de réponses doit être confirmée à l'aide d'un échantillonnage indépendant avant de passer à la prochaine étape. Dans le *Programme canadien de suivi des effets sur l'environnement*, l'identification de l'envergure et de l'étendue des réponses sont des composantes importantes des études de suivi (Environnement Canada, 1998, 1999).

4.3 Définition des points d'extrémité des mesures

Au cours de la dernière décennie, nous avons élaboré une méthode visant à examiner les facteurs limitant la performance des populations de poissons (Munkittrick et Dixon, 1989a,b ; Munkittrick 1992 ; Gibbons et Munkittrick, 1994 ; Munkittrick *et al.*, 1999a). Afin de comprendre quels sont les facteurs qui limitent la performance de ces populations, on collecte des informations qui vont permettre de savoir si les poissons ont suffisamment de nourriture, s'ils l'utilisent efficacement et si leur population subit une modification de la structure par âge. Cette méthode sera expliquée en détail dans les sections sur l'interprétation ; on rappellera toutefois qu'elle fait appel à des indicateurs de la distribution de l'âge (comme indicateur de survie) et à des mesures de l'utilisation et de la conservation de l'énergie (comme indicateurs de croissance et de reproduction).

Plusieurs indicateurs économiques sont employés pour chaque composante ; des techniques plus complètes existent et il est recommandé de les appliquer. Les mesures de l'utilisation de l'énergie comprennent la dimension et la taille selon l'âge comme indicateurs du taux de croissance, la taille des gonades comme indicateur de fécondité et la taille des oeufs comme indicateurs du potentiel de reproduction. Les mesures de la conservation d'énergie comprennent le coefficient de condition, la taille du foie et les niveaux de rétention des lipides. Les mesures de la survie incluent l'âge moyen et les distributions de l'âge (tableau 4-2).

Plusieurs facteurs vont influencer le niveau de confiance dans l'interprétation des données obtenues, et notamment la mobilité des poissons, la sélection des sites de référence, les caractéristiques retenues du cycle biologique des espèces, et les incidences des polluants qui risquent d'occulter ou d'altérer les réponses. La méthode présume que, pour aider au processus de prise de décision, l'importance écologique des changements qui ne sont pas évidents et facilement mesurables sera soumise à un débat. En réalisant le suivi à l'interface individu-population, une marge de sécurité est établie dans laquelle seront protégées les éco-communautés. Les éco-communautés parviennent à tolérer des changements liés à la performance de populations individuelles. Les prochains chapitres décriront d'autres aspects des plans conceptuels de l'étude – comme par exemple, le choix des espèces, le choix des sites de référence, les erreurs d'échantillonnage et les tailles d'échantillons requises.

Tableau 4-2
Indicateurs de mesure des points d'extrémité décrivant la structure de l'âge, la dépense d'énergie et la mise en réserve d'énergie

Points d'extrémité	Indicateurs
Survie	Âge moyen
Dépense d'énergie	Distribution de l'âge
	Taux de croissance
	Poids des gonades
	Fécondité
Mise en réserve d'énergie	Âge à la maturité
	Coefficient de condition
	Niveaux des lipides dans les tissus
	Poids du foie

5. ÉLABORATION DE L'ÉVALUATION DE LA PERFORMANCE (PLAN FINAL DE L'ÉTUDE)

Une fois que les indicateurs clés ont été choisis, l'étape suivante d'une évaluation basée sur les effets est d'élaborer une évaluation de la performance du milieu visé (figure 5-1). L'évaluation de la performance impose le développement d'une base de données sur les indicateurs d'utilisation de l'énergie, de conservation de l'énergie et de distribution de l'âge, les données ayant été recueillies pour des espèces de poisson pertinentes dans le milieu étudié. Les aspects conceptuels de l'étude à prendre en compte incluent le choix des espèces les plus appropriées, la durée de l'échantillonnage, les techniques de capture, les sites de référence, les tailles des échantillons et les exigences de données minimales. Bien que ces aspects ne seront pas décrits en détails dans ce chapitre, on en présentera une vue d'ensemble avec leurs sources bibliographiques pour toute information complémentaire. Le *Programme de suivi des effets sur l'environnement*, mis au point au Canada pour surveiller les rejets des usines de papier et les effluents de l'exploration minière, offre des guides techniques de référence (Environnement Canada, 1997b, 1999) et des documents d'interprétation (Environnement Canada, 1995a,b) qui contiennent des informations sur les techniques de contrôle des effets environne-mentaux. Des guides de référence relatifs aux programmes de suivi des effets sur l'environnement, mis au point en Suède (Thoresson, 1993 : Agence suédoise de la protection de l'environnement, 1997) et en Australie (Keough et Mapstone, 1995, 1997 ; Mapstone, 1995 ; Terrens *et al.*, 1998), sont également disponibles.

L'interprétation des données recueillies sur le terrain sera toujours affectée par les problèmes rencontrés durant les campagnes de prélèvement, la taille des échantillons et la qualité des données. Nous ne nous attarderons donc pas sur ce sujet, sauf pour dire que toute interprétation doit être prudente et que toute conclusion doit être minutieusement vérifiée. Il est crucial que tout change-ment détecté par un ou plusieurs programmes de suivi soit confirmé avant le lancement d'études de suivi plus vastes et plus détaillées (Hodson *et al.*, 1996). Des problèmes notables rencontrés durant l'application des protocoles d'échantillonnage par un personnel inexpérimenté peuvent se traduire par de mauvaises pratiques de capture des poissons, un choix médiocre des sites de référence, et même un insuccès à séparer les poissons matures des immatures durant l'analyse (Environnement Canada, 1997a). Les techniques de prélèvement et les recommandations proposées ici ne sauront jamais remplacer le bon sens et l'expérience.

5.1 Sélection des espèces

La sélection des espèces indicatrices, dans le cadre de l'évaluation, devra balancer entre les vues des divers intervenants, les ordres du jour politiques et les besoins des scientifiques. Selon la sélection des espèces, il peut également y avoir des problèmes d'interprétation liés aux influences confusionnelles de la pêche sportive, de la pêche commerciale et de la pêche

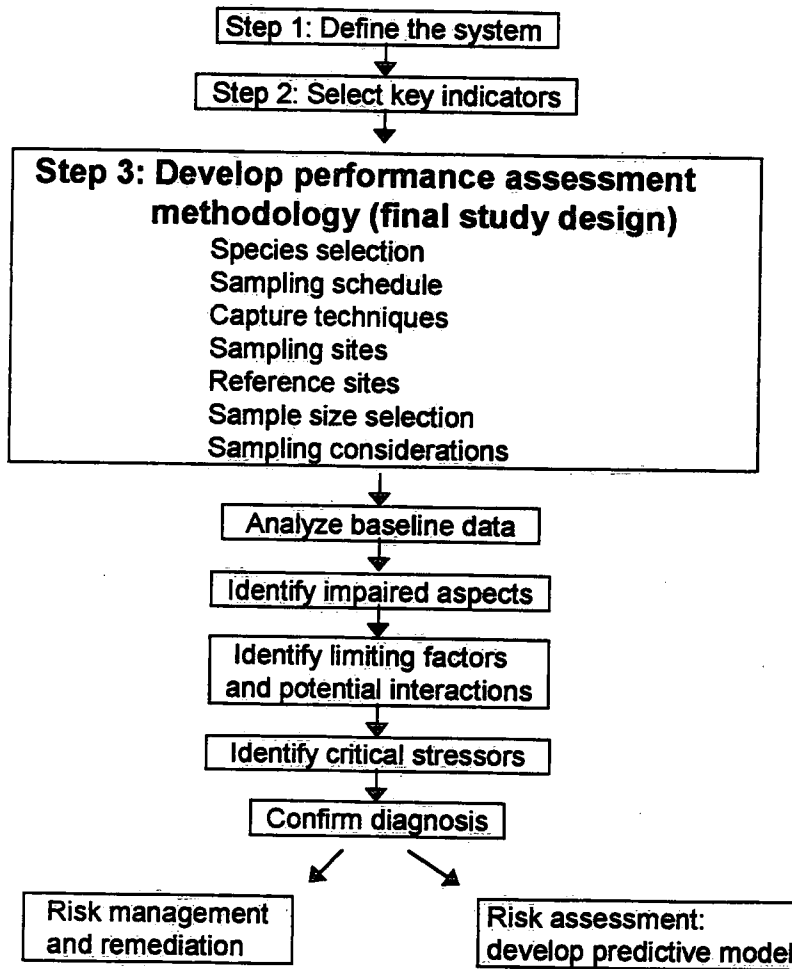


Figure 5-1 : Troisième étape dans l'évaluation guidée par les effets : élaborer l'évaluation de la performance

de subsistance, de même que des conflits éventuels entre les préoccupations du public et des autochtones et les enjeux scientifiques. L'objectif de l'évaluation guidée par les effets est de définir les facteurs limitant la performance des poissons vivant dans le milieu visé ; il est important que les espèces choisies comme indicatrices offrent le plus de potentiel dans le milieu afin de déterminer les influences des agents stressants.

Un grand nombre d'espèces de poissons vivant dans le bassin versant de la rivière Moose doivent être pris en considération (tableau 5-1). On peut réduire la liste de ces espèces à celles présentes seulement dans la zone soumise à l'étude ; dans de nombreux cas, le choix le plus judicieux sera limité et évident, se basant sur la répartition entre les zones de l'étude. Les espèces indicatrices doivent être choisies d'après l'abondance, la mobilité, les préoccupations des gouvernements locaux, les tendances de pêche sportive et la compatibilité avec les autres campagnes d'échantillonnage. Il est évident que les espèces rares ou celles ne vivant pas dans tous les sites ne devront pas être retenues.

Tableau 5-1
Espèces de gros poissons signalées dans la rivière Moose et quatre de ses affluents
 (adapté de Seyler, 1997 ; Munkittrick et al., 1999a).
 Seules les espèces jugées présentes dans les cours d'eau eux-mêmes sont incluses.
 Les espèces sont classées A pour abondantes, P pour présentes dans notre étude,
 R pour rapportées mais rares, et X pour signalées auparavant

Nom commun	Nom latin	Missinaibi	Kapuskasing	Groundhog	Mattagami	Abitibi
Esturgeon jaune	<i>Acipenser fulvescens</i>	P	P	A	P	X
Grand brochet	<i>Esox lucius</i>	A	A	A	A	X
Doré jaune	<i>Stizostedion vitreum</i>	A	A	A	A	X
Meunier noir	<i>Catostomus commersoni</i>	A	A	A	A	A
Meunier rouge	<i>Catostomus catostomus</i>	P	P	P	P	P
Perchaude	<i>Perca flavescens</i>	P	P	P	P	X
Grand corégone	<i>Coregonus clupeaformis</i>	R	R	R	R	X
Laquaiche aux yeux d'or	<i>Hiodon alosoides</i>				R	A
Lotte de rivière	<i>Lota lota</i>	X	R	R	R	X
Truite mouchetée	<i>Salvelinus fontinalis</i>	X	X	X	X	X
Suceur rouge	<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	R				
Suceur ballot	<i>Moxostoma carinatum</i>	X			X	X
Achigan argenté	<i>Semotilus corporalis</i>	P			R	X
Achigan à petite bouche	<i>Micropterus dolomieu</i>	P			X	
Cisco de lac	<i>Coregonus artedii</i>		X		X	
Crapet-soleil	<i>Lepomis gibbosus</i>				R	
Doré noir	<i>Stizostedion canadense</i>					P
Crapet de roche	<i>Ambloplites rupestris</i>					X
Barbotte brune	<i>Ictalurus nebulosus</i>		X			X

Certaines préoccupations ont été soulevées au sujet de l'emploi d'espèces de gros poissons, en raison de leur mobilité, dans les programmes de suivi et d'évaluation des rivières. On a porté une attention particulière aux espèces de petits poissons et à la possibilité de les utiliser dans les programmes d'évaluation (Environnement Canada, 1997a ; Gibbons, 1997). Les principaux inconvénients tiennent au manque de connaissance des nombreuses caractéristiques du cycle biologique de la plupart des espèces, et au niveau réduit de pertinence intuitive pour nombre de groupes d'intérêts. Presque tous les programmes d'évaluation se fondant sur les agents stressants utilisent une valeur humaine dans la sélection des "éléments d'évaluation de l'écosystème". Étant donné que les espèces de petits poissons sont le plus souvent jugées comme des composantes peu importantes de l'écomilieu, leur valeur est sous-estimée. Des études menées sur le peuplement ichtyologique en aval d'une usine de papier sur la rivière Athabasca ont révélé des différences saisissantes dans les groupes de chabots à tête plate à moins de 2 km au-dessus et au-dessous du point de déversement (Gibbons *et al.*, 1998a). En outre, des comparaisons d'espèces de gros et de petits poissons ont montré leur utilité à démontrer des différences entre ces espèces (Gibbons *et al.*, 1998b). Diverses espèces de petits poissons se trouvent également dans le bassin versant de la rivière Moose (tableau 5-2).

Tableau 5-2
Espèces de petits poissons signalées dans la rivière Moose et quatre de ses affluents
(adapté de Munkittrick *et al.*, 1999a).

Seules les espèces jugées présentes dans les cours d'eau eux-mêmes sont incluses.
Les espèces sont classées A pour abondantes, P pour présentes dans notre étude,
R pour rapportées mais rares, et X pour signalées auparavant

Nom commun	Nom latin	Missinaibi	Kapuskasing	Groundhog	Mattagami	Abitibi
Raseux-de-terre	<i>Etheostoma nigrum</i>	P	X	X	P	X
Naseux de rapides	<i>Rhinichthys cataractae</i>	X	P	X	X	X
Perche-truite	<i>Percopsis omiscomaycus</i>	A	A	A	A	X
Dard-perche du Nord	<i>Percina caproides</i>	X	P	X	X	X
Chabot de rivière	<i>Cottus bairdi</i>	P	A	X	P	X
Méné bleu	<i>Notropis spilopterus</i>	A	A	A	A	
Dard d'Iowa	<i>Etheostoma exile</i>		X	X		
Méné de lac	<i>Couesius plumbeus</i>			X	X	X
Chatte de l'est	<i>Notemigonus crysoleucas</i>		X		X	X
Méné vert	<i>Notropis atherinoides</i>		A	A	A	
Méné des ruisseaux	<i>Luxilus cornutus</i>	X	X	X		
Museau noir	<i>Notropis heterolepis</i>	X		X	X	X
Tête-de-boule	<i>Pimephales promelas</i>			X	X	
Mulet perlé	<i>Margariscus margarita</i>			X	X	X
Épinoche de ruisseau	<i>Culaea inconstans</i>			X	X	
Mulet à cornes	<i>Semotilus atromaculatus</i>		P		A	

5.1.1 Espèces rares, menacées ou en voie de disparition

Dès le début de l'élaboration de l'échantillonnage, il est important de vérifier la présence éventuelle d'espèces rares, menacées ou en voie de disparition dans l'éco-communauté de poissons. Ces espèces auront un effet sur les scénarios des futurs aménagements et sur les plans d'étude, étant donné que tout prélèvement sur le terrain devra être conçu et réalisé avec soin pour éviter de tuer des individus de ces espèces. Les informations sur les espèces rares, menacées ou en voie de disparition, sont proposées sur le site web COSEWIC (www.cosewic.gc.ca/COSEWIC/). Une analyse des données disponibles sur le bassin versant de la rivière Moose a montré qu'aucune des espèces présentes dans ce bassin ne constituait une espèce en voie de disparition, rare ou menacée en Ontario (tableau 5-3).

Tableau 5-3
Espèces de poissons en voie de disparition en Ontario
(novembre 1998, extrait du site COSEWIC listant les espèces en danger d'extirpation ou d'extinction imminente)

Status	Common Name	Scientific Name	
Endangered	Aurora Trout	<i>Salvelinus fontinalis timagamiensis</i>	
Threatened	Bigmouth Buffalo	<i>Ictiobus cyprinellus</i>	
	Black Redhorse	<i>Moxostoma duquesenei</i>	
	Blackfin Cisco	<i>Coregonus nigripinnis</i>	
	Channel Darter	<i>Percina copelandi</i>	
	Eastern Sand Darter	<i>Ammocrypta pellucida</i>	
	Great Lakes Deepwater Sculpin	<i>Myoxocephalus thompsoni</i>	
	Margined Madtom	<i>Noturus insignis</i>	
	Lake Simcoe Whitefish	<i>Coregonus clupeaformis</i>	
	Shortjaw Cisco	<i>Coregonus zenithicus</i>	
	Shortnose Cisco	<i>Coregonus reighardi</i>	
	Vulnerable	Black Buffalo	<i>Ictiobus niger</i>
		Blackstripe Topminnow	<i>Fundulus notatus</i>
Brindled Madtom		<i>Noturus miurus</i>	
Greenside Darter		<i>Etheostoma blenniodes</i>	
Kiyi		<i>Coregonus kiyi</i>	
Lake Chubsucker		<i>Erimyzon sucetta</i>	
Northern Brook Lamprey		<i>Ichthyomyzon fossor</i>	
Northern Madtom		<i>Noturus stigmosus</i>	
Orange Spotted Sunfish		<i>Lepomis humilis</i>	
Pugnose Minnow		<i>Opsopoedus emilae</i>	

Pugnose Shiner	<i>Notropis anogenus</i>
Redside Dace	<i>Clinostomus elongatus</i>
River Redhorse	<i>Moxostoma carinatum</i>
Silver Chub	<i>Macrhybopsis storeriana</i>
Silver Shiner	<i>Notropis photogenis</i>
Spotted Gar	<i>Lepisosteus oculatus</i>
Spotted Sucker	<i>Minytrema melanops</i>
Warmouth	<i>Lepomis gulosus</i>

* Endangered species facing imminent extirpation or extinction; Threatened species are likely to become endangered if limiting factors are not reversed; Vulnerable species are of special concern because of characteristics that make it particularly sensitive to human activities or natural events (COSEWIC, 1999).

5.1.2 *Caractéristiques d'évolution biologique affectant la sélection des espèces*

Parmi les facteurs prioritaires pour la sélection des espèces doivent figurer : l'exposition aux agents stressants, l'abondance, la pertinence à la zone étudiée, ainsi que les objectifs de l'étude (Environnement Canada, 1997a ; tableau 5-4). Les questions à l'ordre du jour, au niveau local, influencent souvent la sélection des espèces indicatrices.

Cependant, les espèces localement importantes n'offrent pas toujours les caractéristiques du cycle biologique qui conviennent le mieux à la détection des influences des agents stressants. Nombre d'espèces qui sont localement privilégiées sont celles appréciées pour la pêche sportive, mais la plupart de ces espèces sont nuisibles aux autres groupes de poissons. Les espèces nuisibles (prédatrices) exigent généralement un plus vaste domaine vital, mais on peut faire quelques généralisations.

Dans la plupart des cas, il n'est pas indispensable de disposer de bases de données complètes pour la sélection des espèces ; toutefois, la plupart des facteurs qui doivent être pris en compte se basent sur le bon sens et le jugement professionnel. Il est important de tenir compte des courbes de résidence des espèces de poissons quand on étudie l'augmentation de l'exposition aux agents stressants, surtout en termes d'impacts ponctuels. Choisir une espèce relativement abondante sera essentiel pour assurer qu'il y aura assez d'individus présents lors de la campagne de suivi. Il est tout aussi important d'assurer que les espèces choisies ne sont pas rares et qu'elles présentent des caractéristiques du cycle biologique faciles à mesurer. Les poissons dont le vieillissement est dérégulé rendront difficile l'interprétation des résultats. Le rôle des espèces dans le réseau trophique doit lui aussi être examiné. Certaines espèces dépendent largement, pour leur nourriture, des dérivés sur l'eau d'insectes ou d'animaux terrestres (par ex., l'ombre de l'Arctique) : elles ne seront donc d'aucune utilité pour des études examinant les impacts sur le milieu aquatique.

Nombre d'autres caractéristiques à prendre en compte sont plus souples et leur importance dépendra du site et des aspects socio-écologiques. Ces facteurs comprennent

Tableau 5-4

Caractéristiques des espèces indicatrices pour optimiser l'évaluation, guidée par les effets, de la santé du milieu aquatique à l'aide des populations de poissons. Les caractéristiques et la convenance des espèces peuvent être légèrement altérées du fait que les agents stressants dominants soient ponctuels ou diffus (par ex., agriculture).

Caractéristiques	Santé des poissons : Impact ponctuel	Impact non ponctuel	Santé humaine	Remarques
Résidence (en l'absence d'obstacles)	local	grande échelle	selon les cas	Pour les impacts non ponctuels, on choisira une espèce capable d'intégrer les signaux en provenance de la zone à l'étude.
Abondance	élevé	élevé	selon les cas	Au niveau <i>santé humaine</i> , il peut y avoir des préoccupations locales liées aux préférences de l'alimentation et de la consommation qui surpassent tous les autres facteurs.
Longévité	court à moyenne	court à moyenne	long	Au niveau <i>santé des poissons</i> , les espèces à longue espérance de vie abaisseront la probabilité de détection des changements. Au niveau <i>santé humaine</i> , les espèces à longue espérance de vie augmentent les charges corporelles et les conséquences possibles de l'exposition au stress.
Préférences alimentaires	benthique	selon les cas	piscivores	Au niveau <i>santé humaine</i> , on recherchera des espèces se trouvant au sommet de la chaîne alimentaire. Pour les autres aspects, cela restera lié (en général) à une mobilité accrue.
Fécondité et taux de croissance	élevé	élevé	faible	Des demandes énergétiques élevées sont préférables pour que les changements de qualité ou la disponibilité de la nourriture soient détectés rapidement. Au niveau <i>santé humaine</i> , il est préférable que les poissons retiennent les charges corporelles par une croissance et une reproduction lentes.
Âge jusqu'à la maturité	courte durée	courte durée	longue durée	Au niveau <i>santé des poissons</i> , les espèces qui demandent de l'énergie pour le frai, tout en conservant l'énergie pour une croissance rapide subiront les impacts plus tôt. Au niveau <i>santé humaine</i> , une maturité différée réduit l'élimination des polluants chez les femelles durant le frai.
Durée du frai	propre au site	propre au site	propre au site	La relation entre la durée de l'exposition au stress et la durée du frai variera selon le cas choisi. Dans les écosystèmes des Prairies, les poissons frayant au printemps développent leurs oeufs en hiver durant une exposition maximale aux impacts ponctuels. Dans les autres écosystèmes, l'exposition maximale a lieu à la fin de l'été ou en automne.
Influence de la chaîne alimentaire	oui	oui	oui	On choisira toujours une espèce se nourrissant en milieu aquatique plutôt qu'une espèce se nourrissant en milieu terrestre.

Dans de nombreux cas, les aspects des impacts potentiels des agents stressants chimiques sur la santé humaine sont confondus avec l'incidence potentielle sur la santé du milieu aquatique. Les caractéristiques comparables pour évaluer les risques à la santé humaine sont également présentées (Munkittrick et McMaster, 2000).

les demandes énergétiques des poissons, leur longévité, leurs préférences alimentaires et la durée du frayage. Les demandes énergétiques dépendent du taux de croissance, de la maturité et des taux de reproduction des poissons. Les espèces qui présentent des demandes énergétiques élevées réagissent en général plus rapidement au stress. Bien que la longévité agisse sur le laps de temps jusqu'à la détection des réponses, dans le cas des polluants lipophiles et de la bioamplification de la chaîne alimentaire, une espèce ayant une longue espérance de vie serait préférable afin d'optimiser la bioaccumulation. De faibles taux de reproduction augmenteront par ailleurs la charge corporelle des composés lipophiles. De même, les poissons prédateurs seront préférables pour la bioamplification, mais constitueraient un inconvénient pour les impacts ponctuels en raison de leur forte mobilité. L'importance du facteur mobilité va dépendre du site : si des obstacles empêchent les groupes poissons de se mélanger, le facteur mobilité est alors moins important.

L'importance du site dans les facteurs à envisager peut être évaluée durant les premières étapes des études. Par exemple, le fait de comparer les caractéristiques des poissons capturés à l'époque du frayage à celles des poissons résidents durant d'autres saisons offrirait des détails sur la quantité d'individus non résidents migrateurs qui peuvent être présents durant le frayage, faussant ainsi les réponses. Des informations additionnelles sont accessibles au moyen de techniques comme la radiotélémetrie, les indicateurs biochimiques ou les isotopes stables (du carbone et de l'azote, par exemple) pour examiner la fidélité au site. Les espèces de poisson fourrage (fretin) doivent être évaluées, mais leur importance dépendra là aussi des cas envisagés. Il y aura compromis entre la mobilité des poissons et la taille de la zone destinée à l'échantillonnage.

Le facteur de durée du frayage dépend également du site et des cas envisagés. Dans le cas des bassins versants des Prairies au Canada, l'exposition maximale à la plupart des agents stressants ponctuels peut survenir durant les périodes hivernales en raison du plus faible débit des eaux et de la couverture de glace. Une espèce qui fraye en automne dans une zone proche verra ses oeufs et ses alevins soumis à une exposition maximale aux agents stressants durant la période des plus grandes concentrations d'effluents. Cependant, au cours de la même période, les espèces qui fraient au printemps seront soumises à une exposition maximale aux agents stressants durant le développement ovarien. L'importance relative des préférences d'habitat, de résidence et de frayage doit être évaluée afin d'assurer que les caractéristiques soient optimisées pour le cas envisagé dans l'étude. Les caractéristiques idéales ne sont pas les mêmes pour les études portant sur les rejets d'une seule source, les rejets multi-sources, et pour la compréhension des risques à la santé humaine. La sélection des espèces indicatrices doit aider à évaluer les avantages et désavantages relatifs des espèces pour les objectifs spécifiques de l'étude (tableau 5-4).

Les études axées sur les préoccupations concernant la bioamplification des composés lipophiles et leur pertinence pour la santé humaine (consommation) devraient choisir des espèces qui augmentent leurs charges corporelles, qui sont prédatrices, qui ont une

longue espérance de vie, qui ont une maturité tardive et qui connaissent des taux de reproduction relativement faibles. Ces facteurs tendent à accroître l'accumulation des composés lipophiles. Les facteurs mobilité et abondance vont dépendre de la nature spécifique des préoccupations.

Les études axées avant tout sur les impacts ponctuels devront porter leur choix sur des espèces qui sont résidentes, à courte espérance de vie (pour que les réponses ne soient pas faussées), ayant un taux de croissance élevé et de fortes demandes énergétiques pour la reproduction (afin d'augmenter la probabilité de détection des réponses aux agents stressants). Le moment optimal du frayage varierait selon les cas envisagés, les caractéristiques du site et la mobilité des espèces. Pour les aspects liés aux réponses à des agents stressants (par exemple, un réservoir de retenue), les réponses en amont seront diffuses tandis que celles en aval seraient comparables à celles des impacts ponctuels. Il est évident que certains cas envisagés exigeront plusieurs espèces et plusieurs plans d'étude pour résoudre les problèmes soulevés. Un seul plan d'étude ne suffit pas pour évaluer les préoccupations concernant la santé humaine et de l'environnement, sauf dans le rare cas où les objectifs et les besoins en données se chevauchent.

Les espèces indicatrices n'ont pas à être nécessairement avantageuses sur le plan économique et, dans la plupart des cas, un trop grand prélèvement de poissons par l'homme affaiblira la possibilité de détecter des réponses associées aux autres agents stressants. Très souvent, l'abondance va restreindre le nombre d'espèces à envisager et la prise en compte des caractéristiques des espèces peu abondantes rendra le choix évident. Par exemple, une étude axée sur les impacts ponctuels dans un bassin versant des Prairies n'aura pas d'intérêt à dépendre d'une espèce comme la laquaïche aux yeux d'or, qui est un poisson migrateur et un géniteur toute saison, qui évacue ses oeufs à mi-courant durant l'été alors que la fonte des neiges a poussé la dilution et le brassage à son maximum. De même, l'ombre arctique, qui se nourrit essentiellement de nourriture terrestre en dérive sur l'eau, ne peut fournir d'information adéquate sur les impacts potentiels du réseau trophique aquatique.

Dans certains cas, l'habitat peut ne pas convenir à un grand nombre d'espèces ou encore à toutes les étapes de l'évolution du cycle biologique de certaines espèces. Cela est surtout vrai pour des rivières côtières, des zones d'estuaires et des sites marins. Si la zone d'étude est surtout utilisée comme aire d'élevage et que des adultes n'y sont pas présents (ou qu'ils y sont uniquement en transit ou pour le frayage, l'examen devrait se concentrer sur les étapes du cycle biologique qui sont pertinentes à la zone réceptrice. Des préoccupations sont également soulevées dans le cas des suivis des régions où se produisent des rejets dans la mer, régions où les aspects du suivi des populations de poissons sont encore mal définis (Environnement Canada, 1997a,c ; Environnement Canada, 1999 ; Courtenay *et al.*, 1998).

Les agents stressants dans le bassin versant de la rivière Moose sont ponctuels pour la plupart : ils ont pour origine les rejets des usines de papier, les effluents de l'exploitation minière et les obstacles créés par les installations hydroélectriques et les réservoirs de retenue. Dans le bassin versant de la rivière Moose, la plupart des obstacles ne produisent pas de retenue amont excessive dans la zone originale de l'étude. Même s'il faut aussi tenir compte des agents stressants dus à l'exploitation forestière, on doit s'attendre à ce que les nouveaux agents stressants qui domineront dans la zone de la rivière Moose seront ponctuels. Les études de ces impacts ponctuels seront plus efficaces avec une espèce abondante, largement distribuée, avec un taux de croissance rapide, une maturité relativement précoce et un taux élevé de reproduction. En raison du nombre d'obstacles présents dans le bassin versant, l'époque du frayage est peu pertinente, bien que l'échantillonnage puisse être difficile durant les crues nivales au printemps. Les espèces qui frayent en été atteindraient leur maturité pendant la période de dilution maximale, ce qui les rend moins favorables pour l'étude.

Les espèces les plus abondantes et les plus largement distribuées étaient le meunier noir, l'esturgeon, le doré jaune, le brochet, la perchaude et le meunier rouge (tableau 5-1). Aucune des autres espèces n'était assez répartie pour faire partie de l'étude. Il existe, pour le bassin versant de la rivière Moose, une vaste base de données relative à l'esturgeon, et il existe des espèces qui ont fait l'objet de nombreuses études en vue de l'aménagement d'installations hydroélectriques. Les préoccupations locales au sujet de l'échantillonnage "destructif" de l'esturgeon (trop d'individus sont collectés), de même que sa grande longévité, de son frayage intermittent, de sa répartition limitée et de son mode de migration, n'en font pas un choix idéal d'espèce indicatrice au niveau des impacts de rejets ponctuels sur la performance des poissons.

Le meunier noir et le meunier rouge offrent les plus grands avantages pour l'interprétation des données (tableau 5-5). Le brochet est un prédateur, plus mobile et vit longtemps. En outre, on trouve dans le bassin versant de la rivière Moose un très vif intérêt à la pêche sportive du doré jaune, de la truite mouchetée et de l'achigan noir à petite bouche. La truite mouchetée et l'achigan noir à petite bouche ne peuvent être pêchés que dans la rivière Missinaibi. Comme le doré jaune n'est pas abondant dans tous sites, il est soumis à des restrictions sur les permis d'échantillonnage. L'une des préoccupations exprimées durant les récentes études sur les grands bassins hydrologiques dans les Prairies canadiennes était que les plus gros poissons montraient la plus grande mobilité (R.L. et Environmental Services Ltd. 1993 ; Swanson *et al.*, 1994 ; Swanson, 1994 ; Environnement Canada, 1995a).

Tableau 5-5
Caractéristiques du cycle biologique des espèces de gros poissons signalées dans le bassin versant de la rivière Moose
 (adapté de Munkittrick *et al.*, 1990 ; Coad *et al.*, 1995 ; Scott et Crossman, 1998)

Espèce	Alimentation	Période de frai	Fécondité	Taux de croissance*	Longévité	Âge jusqu'à maturité	Abondance
Meunier noir	benthos	printemps	>20 000	50 %	< 15 ans	4 à 8 ans	élevée
Meunier rouge	benthos	printemps	>20 000	100 %	< 15 ans	5 à 7 ans	élevée
Grand brochet	poissons	printemps	>30 000	100 %	< 20 ans	4 à 6 ans	élevée
Doré jaune	poissons	printemps	>50 000	65 %	< 20 ans	>4 ans	faible
Esturgeon jaune	benthos	printemps	>100 000	65 %	> 50 ans	15 ans +	variable
Corégone	benthos, plancton	automne	<10 000	55 %	> 20 ans	7 ans	élevée
Perche	benthos, poissons	fin printemps et été	>30 000	85 %	< 10 ans	3 à 4 ans	élevée
Suceur rouge	benthos	printemps	>13 000	67 %	> 12 ans	2 à 3 ans	faible
Lotte	poisson	milieu de l'hiver	>50 000	55 %	> 10 ans	3 à 4 ans	faible
Achigan argenté	benthos, poisson, insectes terrestres	printemps	>2 500		< 10 ans	3 à 4 ans	faible
Cisco	Plancton, larves d'insectes	automne	>6 000	25 %	< 13 ans	3 à 4 ans	faible
Achigan à petite bouche	insectes, écrevisses, poissons	fin printemps et début été	>5 000	60 %	< 15 ans	3 à 6 ans	faible
Crapet-soleil	benthos, poissons	fin printemps et été	>1 000	40 %	< 10 ans	2 ans	faible
Laquaiche aux yeux d'or	poissons, insectes	fin printemps et été	>20 000	25 %	< 15 ans	6 à 10 ans	faible
Doré noir	zooplancton, invertébrés, petits poissons	fin printemps	>10 000	30 %	< 12 ans	3 à 4 ans	faible
Crapet de roche	insectes aquatiques, écre-visses, petits poissons	fin printemps et début été	>3 000	40 %	< 12 ans	3 à 4 ans	faible
Barbotte brune	benthos, insectes, crustacés	fin printemps et début été	>2 000	40 %	6 à 8 ans	3 ans	faible

* Les taux de croissance ont été évalués comme le changement moyen dans la taille du corps durant la période de 3 à 7 ans pour l'espèce particulière. Vu que cet intervalle couvre l'âge de maturité pour la plupart des espèces, celles-ci sont classées plus haut si leur demande d'énergie est plus élevée pour la croissance somatique durant la maturité sexuelle et le premier frai (Munkittrick *et al.*, 1990).

Tableau 5-6
Caractéristiques du cycle biologique des espèces de petits poissons signalées
dans le bassin versant de la rivière Moose
 (Information fournie par Scott et Crossman, 1973 ; Coad *et al.*, 1995)

Espèce	Alimentation	Période de frai	Fécondité	Taux de croissance*	Longévité	Âge jusqu'à maturité
Perche-truite	larves d'insectes, amphipodes	printemps et été	>200		3 à 4 ans	1 an
Méné bleu	insectes aquatiques et terrestres	printemps et été	200 à 3 000		5 ans	1 à 2 ans
Méné vert	benthos, plancton	fin du printemps et été	3 000 à 8 000		3 à 4 ans	1 an
Raseux-de-terre	larves d'insectes, copépodes	fin du printemps	150 à 1 000		3 à 4 ans	
Naseux-des-rapides	benthos, larves d'insectes	printemps et début de l'été	>5 000	faible	5 ans	2 ans
Dard-perche du nord	larves d'insectes, copépodes	fin du printemps	>1 000		4 ans	
Chabot de rivière	larves d'insectes	printemps	< 600		6 ans	2 à 3 ans
Dard d'Iowa	benthos, larves d'insectes	fin du printemps	500 à 2 000		3 à 4 ans	
Méné de lac	larves d'insectes, algues	printemps	< 500		5 ans	3 à 4 ans
Chatte de l'est	larves d'insectes, insectes aquatiques et terrestres, algues	fin du printemps et été	100 à 1 000	faible ?	7 ans	2 à 3 ans
Museau noir	insectes, cladocères, algues	été	< 1 000		2 ans	1 an
Tête de boule	algues, larves d'insectes aquatiques, zooplancton	printemps	100 à 10 000	faible ?	3 ans	2 ans
Mulet perlé	benthos, algues	printemps	>1 000		3 à 4 ans	2 ans
Épinoche de ruisseau	larves d'insectes, crustacés, oeufs et larves de poissons	printemps et été	>1 000	rapide	3 ans	1 an
Mulet à cornes	insectes aquatiques et terrestres, plancton	printemps	>5 000	rapide	7 à 8 ans	2 à 3 ans
Mené des ruisseaux	insectes aquatiques, algues, petits poissons	printemps	>2 000		7 ans	2 à 3 ans

* Les cellules vides du tableau indiquent des lacunes de données relatives au taux de croissance des espèces de petits poissons.

Sur les espèces de petits poissons présentes dans le bassin versant de la rivière Moose, le mené bleu et la perche-truite étaient les plus abondantes et les plus largement réparties (tableau 5-2). Le succès a été beaucoup plus considérable récemment au Canada, au niveau des effets des rejets ponctuels, avec les espèces de petits poissons n'exigeant qu'un petit domaine vital (Frank *et al.*, 1998 ; Gibbons *et al.*, 1998a,b). Nombre de ces espèces ont une mobilité plus faible que les espèces de gros poissons (Hill et Grossman, 1987 ; Minns, 1995). L'utilisation d'espèces de petits poissons présente plusieurs inconvénients et notamment la rareté des données sur les caractéristiques du cycle biologique (tableau 5-6). Un manque de connaissance de base n'est pas une raison suffisante pour ignorer les espèces qui se prêtent le mieux au suivi. L'essentiel est de comprendre les aspects particuliers du site à étudier, de vérifier la présence des diverses espèces et ensuite de décider, sur une base scientifique, quelles espèces se prêtent le mieux à l'étude.

5.1.4 *Mobilité des poissons dans le bassin versant de la rivière Moose*

Dans la plupart des sites, on a utilisé des barrières naturelles ou artificielles afin d'empêcher les poissons de se mélanger.

Rivière Missinaibi :

- les poissons en aval de Thunderhouse Falls étaient isolés par les chutes ;
- les poissons avaient un déplacement restreint entre Skunk Island et la Mattice, en raison de la faible profondeur de l'eau, des nombreux rapides et de la distance.

Rivière Kapuskasing :

- les sites amont étaient séparés des sites aval par le barrage à Kapuskasing ;
- les sites aval à Two Bridges et Freddy Flats étaient séparés d'une distance de < 12 km et l'analyse des isotopes stables a clairement montré l'absence de mélange entre les deux sites.

Rivière Groundhog :

- les poissons à Carmichael Falls étaient isolés par la présence du barrage ;
- à Fauquier, les poissons étaient isolés par le barrage en amont et par les chutes Whist Falls en aval.

Rivière Mattagami :

- les poissons en amont et en aval à Smooth Rock Falls étaient isolés par le barrage ;

- les poissons en aval étaient isolés soit par les chutes Cyprus Falls, soit par une série de barrages appartenant au complexe hydroélectrique de la rivière Mattagami.

Rivière Abitibi :

- les poissons des lacs Nighthawk et Frederickhouse étaient isolés des poissons en aval par le barrage ;
- les poissons de la rivière Abitibi étaient isolés par les barrages de Twin Falls et Iroquois Falls.

5.2 Panification de l'échantillonnage

Le choix du moment de l'échantillonnage va dépendre des habitats propres au site, des espèces sélectionnées et de la nature des questions soulevées localement. La plupart des espèces montrent des différences saisonnières dans la préférence de l'habitat et la mobilité. Dans les cas extrêmes, une espèce peut se déplacer, selon la saison, d'une zone d'alimentation à une zone de frai, puis à une zone d'hibernation, lesquelles peuvent être des habitats très différents. Dans les cas où il ne se trouve pas d'obstacles naturels empêchant le déplacement à l'intérieur et hors des régions d'exposition aux agents stressants, une simple compréhension des préférences d'habitat des espèces est nécessaire pour s'assurer que la résidence dans la zone d'intérêt est optimisée. Cette compréhension peut se limiter à vérifier que les poissons soient échantillonnés durant la période du plus long séjour dans le cours d'eau étudié. Si des doutes existent quant à la durée de ce séjour, d'autres espèces pourraient être envisagées.

La plus grande difficulté dans la coordination du moment de l'échantillonnage est l'aptitude à définir la durée de résidence dans la zone d'étude. Bien que le frai se traduise habituellement par un regroupement de nombreux poissons, ce qui facilite le prélèvement, les migrations de frai résultent également par un mélange de groupes de poissons de différentes zones. Dans les situations où des obstacles limitent le déplacement des poissons à l'intérieur ou hors de la zone d'étude, le prélèvement au moment du frai permet une optimisation de l'échantillon. Le prélèvement doit être réalisé avant le début du frai (expulsion des gamètes) afin d'obtenir des informations sur la taille des gonades et la fécondité. Pour la plupart des espèces dulcicoles frayant au printemps, les données sur le nombre d'oeufs peuvent être recueillies en automne. Les informations collectées hors saison sur la taille des oeufs doivent être comparées à celles des sites de référence.

Les sites de prélèvements pour chaque rivière, ainsi que la programmation des prélèvements sont présentés au tableau 5-7. Durant les diverses études réalisées, nous avons prélevé des poissons à 50 reprises (figure 5-2).

Tableau 5-7
Sites et programmation des prélèvements dans les études du bassin versant de la rivière Moose

Rivière	Site	Code de la rivière	Code du site	Type ^a	1991	1993	1994 ^b	1995 ^b	1996 ^c	1997	1998
Missinaibi	Autoroute 11 à Mattice	MISS	REF	REF			→		→		
	Skunk Island	MISS	SK	REF					→		
	Thunderhouse Falls	MISS	NTH	REF					→		
Kapusking	Woman Falls	KAP	UP2(WF)	REF			→	→	→		
	Beaver Falls	KAP	UP1	REF			→				
	Mill Reservoir	KAP	MR	REF			→	→			
	Two Bridges	KAP	TB	UP/FDE			≡♦	≡♦	≡♦		
	Freddy Flats	KAP	FF	UP/FDE	≡♦	≡♦	≡♦	≡♦	≡♦		
Groundhog	Carmichael Falls	GH	CF	ROR					≡	≡	
	Autoroute 11 à Fauquier Bridge	GH	FB	REF	→	→	→	→		→	
	Whist Falls	GH	WST	REF						→	
Mattagami	Amont	MATT	MUP	REF		→	→	→	→	→	→
	Aval à Smooth Rock Falls	MATT	SRF	PM/ROR	≡♦	≡♦	≡♦	≡♦	≡♦	≡♦	≡♦
	Cyprus Falls	MATT	CyF	PM					→	→	≡♦
	Réservoir Harmon	MATT	HH	pointe						≡	≡
	Kipling	MATT	KIP	pointe						≡	≡
Frederickhouse	Lac Nighthawk	AB	NHLK	réservoir							≡
	Lac Frederickhouse	AB	FHLK	REF							→
	Autoroute 11	AB	FH	REF							→
Abitibi	Amont de Twin Falls	AB	AUP2	REF							→
	Aval de Twin Falls	AB	TF	pointe							≡
	Amont de l'usine	AB	AUP	REF							→
	Aval de l'usine à Iroquois Falls	AB	ADS	UP/FDE							≡♦

^a Le type de site est classé comme référence (REF : →) ; usine de papier (UP : ♦) ; centrale hydroélectrique au fil de l'eau (FDE : ≡) ; centrale hydroélectrique à charge de pointe (pointe : =) ; réservoir (=) ; ou une combinaison de tous les types [par ex., UP/FDE : ≡♦].

^b Prélèvement au printemps en amont et en aval de la rivière Mattagami, au réservoir de Kapuskasing et de Freddy Flats ; prélèvement aussi au printemps de 1995 dans la rivière Missinaibi.

^c Prélèvement de perche-truite également réalisé.

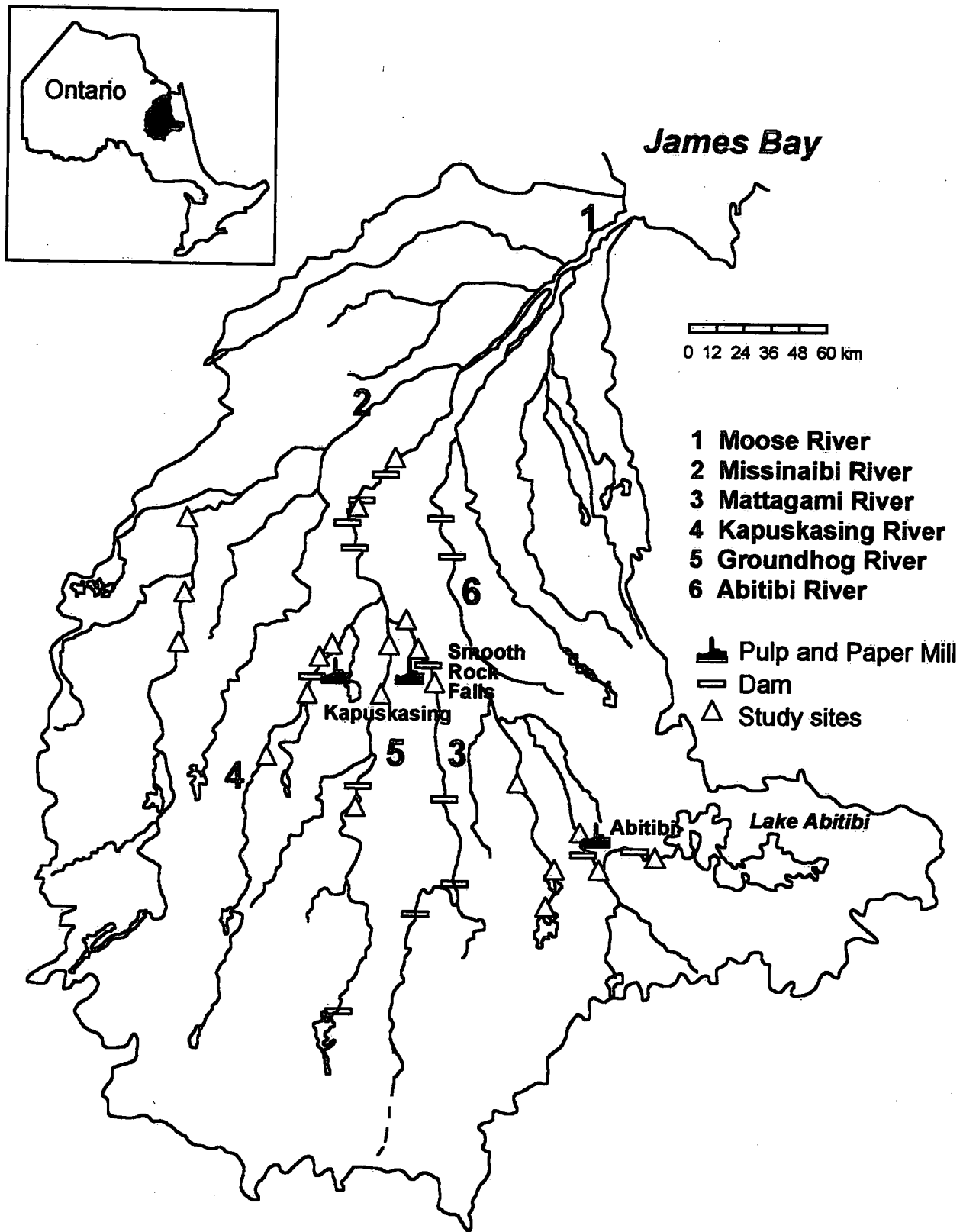


Figure 5-2 : Sites soumis à l'étude dans le bassin versant de la rivière Moose où des poissons ont été prélevés entre 1991 et 1998

Les techniques de capture doivent convenir aux espèces visées. Dans de nombreux cas, l'échantillon-nage sera conçu de façon à éviter de tuer involontairement les espèces non visées, surtout lorsque le prélèvement doit être effectué dans une zone qui contient une quantité limitée d'espèces pour la pêche sportive, d'espèces migratrices ou encore d'espèces rares, menacées ou en voie de disparition. Dans les études passées, l'échec des techniques de capture était lié parfois à plusieurs facteurs tels que : manque de connaissance des sites de prélèvement, absence d'échantillonnage préliminaire, mauvaise préparation de la tournée de prélèvement ou appareillage de prélèvement mal adapté pour la collecte des poissons visés (Environnement Canada, 1997, a).

Le succès de la capture augmente normalement à mesure que l'équipe chargée de l'échantillonnage devient plus familière avec la zone d'étude. Un programme de prélèvement itératif présente plusieurs avantages, notamment celui d'exiger un plus petit nombre d'individus à chaque période de capture, et la réussite de la capture augmente en même temps que la familiarisation avec la zone d'étude. Les équipements d'échantillonnage adéquats sont décrits dans les guides de référence du Programme de suivi des effets sur l'environnement au Canada (Environnement Canada, 1997c, 1999) et en Suède (Thoresson, 1993 : Agence suédoise de la protection de l'environnement, 1997).

Bien qu'il n'existe pas d'instructions strictes pour les techniques de capture, la priorité doit porter sur la réduction de variabilité des mesures afin d'accroître le pouvoir de comparaison (Environnement Canada, 1997a). Dans une analyse du premier cycle du Programme de suivi des effets sur l'environnement (SEE), pour la plupart des paramètres, les plus fortes variances venaient d'études dans lesquelles les poissons étaient capturés au moyen de filets à mailles variables et de générateurs d'électrochocs (Environnement Canada, 1997a). Ces méthodes de capture tiennent moins compte de la taille que les filets à mailles fixes, et les variances au niveau de l'âge étaient souvent élevées.

Il est préférable d'axer le prélèvement sur une gamme de tailles limitée car cela réduit la variabilité et augmente le pouvoir de comparaison. En Suède, les programmes de SEE préconisent, entre autres exigences, d'échantillonner 50 perches femelles ayant une longueur à la fourche de 20 à 25 cm (Thoresson, 1993). L'expérience a toutefois permis de déterminer qu'un certain pourcentage de ces femelles étaient sexuellement matures, l'âge, la condition, la taille des gonades et la fécondité s'inscrivant dans certaines des gammes imposées. La variabilité propre aux milieux récepteurs nord-américains empêchent l'établissement d'un tel niveau de normalisation.

Un programme optimal de suivi à long terme permettrait de définir, pour diverses espèces, la taille et l'âge prévus auxquels les poissons ont atteint leur maturité sexuelle dans un écomilieu dégradé. Un suivi limité mais régulier de cette gamme de taille

aiderait à facilement détecter une baisse ou une augmentation de l'âge ou de la taille des poissons à leur maturité, de même que des modifications au niveau de la condition, du nombre et de la taille des oeufs. Tout changement dans l'affectation ou la conservation de l'énergie serait décelé rapidement, ce qui laisserait assez de temps pour identifier les causes de ces changements. Cela permettrait d'évaluer plusieurs mesures palliatives éventuelles avant que ne se produisent des changements à long terme et irréversibles dans l'abondance ou la structure de l'éco-communauté.

La tendance va de plus en plus vers un échantillonnage non léthal et vers des techniques de capture qui réduisent la mortalité des espèces non visées. Souvent, les restrictions locales des prélèvements vont jouer des rôles supplémentaires dans le plan d'étude.

5.4 Sélection des sites de référence

L'emplacement du bassin versant de la rivière Moose complique considérablement le plan d'étude étant donné que : (i) les régions nordiques sont naturellement faibles au niveau de la productivité (et, par conséquent, de la densité de la faune piscicole) et (ii) l'accès routier à la plupart des zones du bassin est très limité, variable selon la saison et même parfois dangereux. Les régions exploitées ont toujours un meilleur accès routier que les sites de référence. Ces facteurs jouent évidemment un rôle dans la sélection des sites.

L'un des objectifs des études du bassin versant de la rivière Moose était d'évaluer les différentes méthodes d'utilisation des sites de référence. Les sites de référence médiocrement choisis sont souvent la cible des critiques dans les études écologiques (Munkittrick *et al.*, 1999b). Les sites de référence locaux sont essentiels pour l'interprétation des différences ; les divers types de pentes d'écoulement et l'utilisation de sites de référence multiples peuvent renforcer l'interprétation des différences. Bien qu'il y ait consensus sur le fait qu'il n'existe pas de sites de référence parfaits, les facteurs liés au choix du site doivent inclure la similitude entre sites, les facteurs confusionnels susceptibles de d'affecter l'interprétation, et la biologie des espèces surveillées (Environnement Canada, 1997a). Vu qu'il peut s'avérer très difficile de trouver un bon site de référence, il est de plus en plus courant d'utiliser des sites de référence multiples afin d'obtenir une indication de la variabilité entre les sites de référence. Les différences qui débordent de la gamme des valeurs observées dans plusieurs sites de référence sont jugées comme ayant davantage de pertinence écologique. On connaît plusieurs techniques d'utilisation des sites de référence (Foran et Ferenc, 1999) :

- a) exploitation des données historiques de référence ;
- b) accumulation d'informations sur les sites de référence locaux ;
- c) emploi d'une approche basée sur une population de référence où un plus grand nombre de sites sont échantillonnés d'après :

- des critères de référence prédéterminés fondés sur les données historiques ;
 - des critères de référence non définis dans lesquels les critères de référence biologique sont définis à partir des valeurs maximales des indicateurs dans les sites subissant le moins de stress ;
- d) vérification des diverses pentes d'écoulement : les sites en amont sont comparés aux sites en aval à des distances de plus en plus grandes.

Le bassin versant de la rivière Moose s'est avéré un endroit idéal pour vérifier certaines des questions soulevées plus haut ; en effet, il comporte des rivières de taille comparable, coulant en parallèle, ainsi qu'une rivière patrimoniale quasiment sans aménagement industriel (rivière Missinaibi). Des comparaisons ont été faites entre les sites en amont et en aval de cette rivière sans aménagement, ainsi qu'entre des sites de référence sur différentes rivières.

5.5 Prescriptions de la taille des échantillons

La prescription de la taille des échantillons sera déterminée par la conception et le plan de l'étude. En raison de la complexité des évaluations écologiques (elles doivent être propres à chaque site), la collecte des prélèvements devient plus efficace et plus économique si elle est menée de façon itérative, les résultats initiaux étant utilisés pour conclure à d'autres hypothèses (Hodson *et al.*, 1996). La capacité à créer des programmes de cette manière sera régie par le temps disponible pour l'élaboration de la base de données qui servira de référence dans le processus de prise de décisions. Les résultats des études initiales doivent servir à élaborer de nouvelles études. La subdivision en étapes est bien plus économique, mais elle a prouvé son infériorité pour diverses raisons (Munkittrick et Sandström, 1999) dont notamment :

- a) l'intérêt de trouver une réponse rapidement (et à peu de frais) mène à une recherche raccourcie et à une tendance à vite exploiter les résultats préliminaires ou à tirer des conclusions hâtives ou trop vagues, ou encore à utiliser une hypothèse de suivi non éprouvée comme fait scientifique ;
- b) l'inertie scientifique mène à une tendance à accepter les explications traditionnelles en ce qui concerne les résultats initiaux, et à ignorer les faits les plus récents et les théories nouvelles sans expérimentation suffisante ;
- c) la confiance traditionnelle dans les indicateurs chimiques mène à des tendances à formuler des conclusions trop hâtives en utilisant des preuves préliminaires qui ignorent ou accentuent le rôle d'éventuels facteurs contributifs, notamment les aspects de l'habitat, les rejets confusionnels et les impacts environnementaux passés ;
- d) vu que les changements de procédés et les décisions liées à la réglementation sont extrêmement coûteux, on a tendance à rechercher une exception et à s'y accrocher, ignorant ainsi la méthode d'appréciation de la preuve et négligeant l'utilisation de

l'expérimentation statistique normalisée pour soutenir les hypothèses et les conclusions.

La force du plan d'étude peut se définir comme l'efficacité statistique. L'efficacité statistique d'une comparaison dépend de la taille des échantillons, de la variabilité et de la différence observée entre les sites. Il est plus courant de réaliser des comparaisons et de calculer *a posteriori* le niveau d'efficacité statistique, de sorte qu'un niveau de confiance dans la détection de la différence entre les sites puisse être formulé. Il est plus utile d'établir les niveaux d'efficacité statistique et les critères de décision *a priori* (Keough et Mapstone, 1995, 1997 ; Mapstone, 1995, Terrens *et al.*, 1998). La définition de la grandeur des effets et du niveau d'efficacité a pour but de déterminer à quel moment la campagne de prélèvement recueille assez d'informations pour que des décisions puissent être prises. Il est important d'établir, dès le départ, ce qui va constituer un impact significatif et quelles mesures devront être prises si un tel impact est avéré. Sans une compréhension de base sur la manière dont une décision va être prise, il est quasiment impossible d'élaborer convenablement les études. Afin de déterminer la taille des échantillons nécessaire pour détecter une différence spécifique, il convient d'avoir une certaine connaissance de la taille de la différence que l'étude tente de détecter, du niveau d'efficacité statistique qui est acceptable pour le processus de prise de décision, et enfin de la variabilité des données.

5.5.1 Grandeurs des effets critiques

L'ampleur de la différence entre les sites, qui est nécessaire pour la prise des décisions se nomme "grandeur de l'effet". Une description détaillée des grandeurs des effets relatives aux paramètres examinés dans cette méthode a été publiée par Environnement Canada (1997a, 2000), mais les options permettant de définir les grandeurs des effets et les tailles des échantillons comprennent :

- a) l'utilisation d'une différence prédéfinie, basée sur l'expérience passée, qui constitue un changement suffisamment important pour devenir une préoccupation environnementale (par exemple, une différence de 25 % dans la tailles des gonade, Environnement Canada, 1997a) ;
- b) le choix d'une différence arbitraire (± 2 écarts types) que l'on juge assez importante pour constituer une préoccupation environnementale (Kilgour *et al.*, 1998) ;
- c) une tentative de définir des différences statistiquement significatives de faible ampleur.

La controverse est considérable autour de la définition de l'expression "grandeur de l'effet". Barnthouse *et al.* (1989) estiment qu'un changement de 10 % dans les variables serait socialement et écologiquement significatif, bien que ces chercheurs se disent surtout préoccupés par les essais de toxicité en laboratoire et non par les études sur le terrain. La grandeur de l'effet qu'ils ont proposée était volontairement conservatrice

(petite) en raison des préoccupations sur l'incertitude de l'extra-polation des résultats de laboratoire aux situations réelles sur le terrain (Environnement Canada, 1997a). Pour les poissons sauvages, des différences aussi grandes que 20 % ont été observées dans les paramètres entre sites de référence. Dans le programme de SEE pour les usines de papier, on a retenu une grandeur de l'effet visée de 25 % en termes de taille des gonades. Vu que la variabilité va aussi varier d'une campagne de prélèvement à l'autre, la valeur de la grandeur de l'effet visée ne devrait pas être fixe, mais plutôt une plage de changements à détecter, par ex., une différence de 20 à 30 %. Les tailles des échantillons peuvent être calculées à l'aide des méthodes décrites dans Green (1989) et EC/DFO (1993, 1995). L'annexe 1 du groupe de travail d'Environnement Canada (1997a) fournit une description détaillée des relations de l'efficacité statistique, des grandeurs de l'effet et des avantages à réduire la variabilité pour augmenter l'efficacité statistique.

Il est normalement difficile de prédéfinir une différence qui sera écologiquement significative. Interpréter l'importance, au plan écologique et sociétal, de la détection d'une différence de 50 % dans la taille des gonades, est impossible si l'on n'a pas d'information supplémentaire sur la distance à laquelle s'étend la différence en aval, et si l'on ne sait pas dans quelle mesure la différence est observée dans d'autres espèces. De même, une différence de 10 % dans la taille des gonades pourrait être importante au plan sociétal si elle s'étend sur une longue distance. La valeur réelle de prédéfinition de l'ampleur d'une différence qu'un programme cherche à détecter est liée à son aptitude à permettre de spécifier les tailles d'échantillons voulues pour la campagne de prélèvement.

5.5.2 Niveau de l'efficacité statistique

La taille d'échantillonnage requise pour détecter la grandeur de l'effet critique est régie par le niveau de confiance souhaité pour les données, et elle dépendra du niveau α (la chance de déclarer qu'un effet existe alors que celui-ci n'existe pas) et du niveau β (la chance de manquer un effet alors qu'il en existe un). Les niveaux d'efficacité statistique ont un impact significatif sur la grandeur d'un effet qui peut être détecté, quel que soit le niveau spécifique de variabilité (figure 5-3). Si les niveaux d'efficacité statistique sont insuffisants pour répondre aux besoins de l'étude, ou bien l'étude doit être repensée, ou bien les critères de prise de décision devront être ajustés. Cette information doit être connue dès les premières étapes de la conception de la campagne de prélèvement.

Pour les études SEE du deuxième cycle des installations de pâtes et papiers au Canada, le niveau α était fixé à 0,05 et le niveau β à 0,20 (Environnement Canada, 1997a). On souhaite de plus en plus que les niveaux α (la chance de conclure qu'une différence n'existe pas alors que celle-ci existe) et β (la chance de conclure qu'une différence existe alors que celle-ci n'existe pas) soit fixés à une valeur comparable pour que les chances de manquer des effets qui existent ou de trouver des effets qui n'existent pas soient égales. Des programmes SEE relatifs aux exploitations minières ont récemment été élaborés au

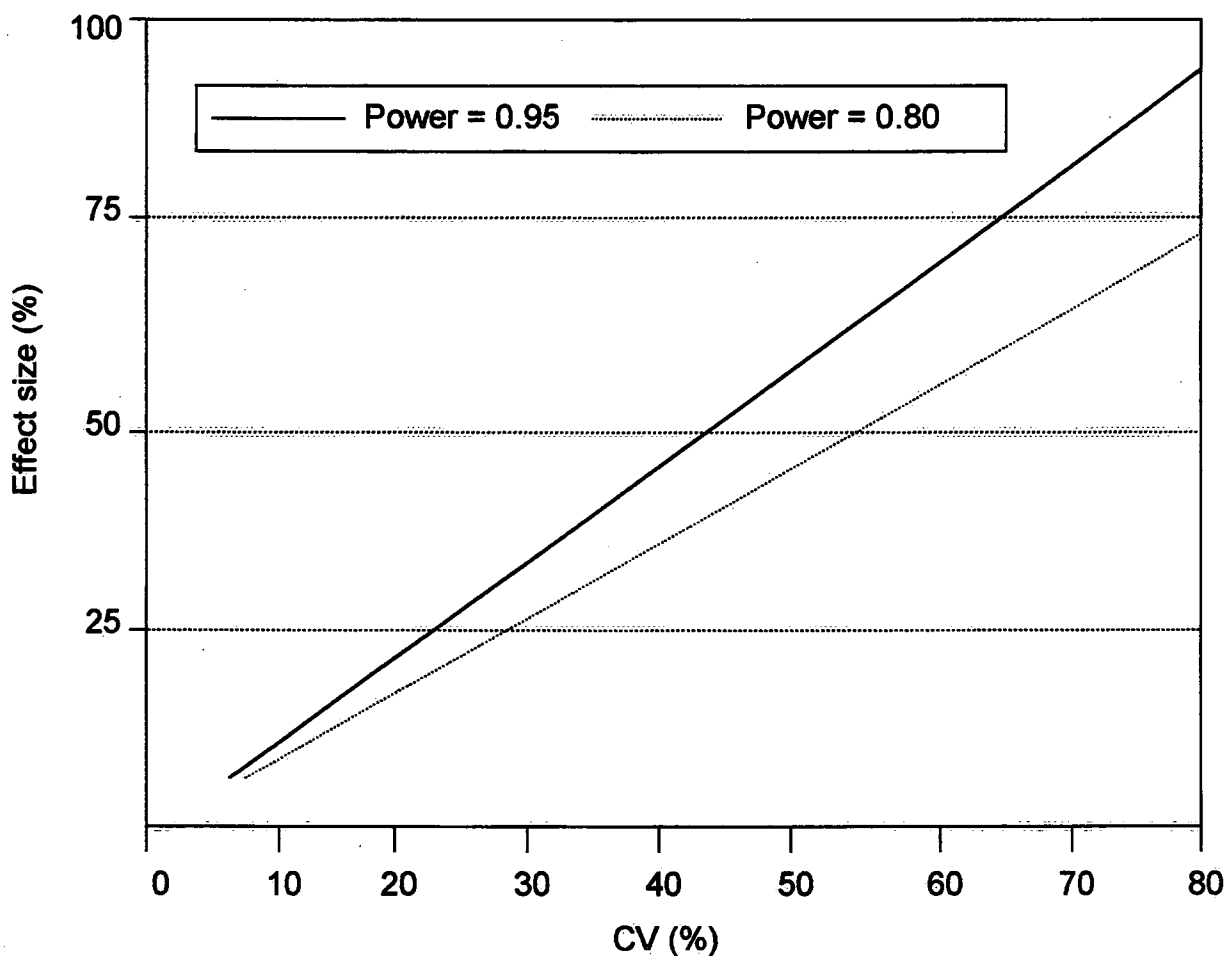


Figure 5-3 : Grandeur de l'effet (GE), exprimée en pourcentage de différence entre les poissons exposés et les poissons de référence, pouvant être détectée avec des tailles d'échantillons de 20 poissons par zone. Deux lignes montrent l'efficacité statistique : $(P=1-\beta)=0,80$ (c.-à-d. 80 % de probabilité de détection de GE), et $P=0,95$. L'étude avec $n \geq 20$ et un CV pour IGS ≤ 25 % était assez puissante pour détecter une différence de 25 % dans la taille des gonades (modifié de FSEWG, 1997).

Canada (Environnement Canada, 2000) et il a été recommandé que les niveaux α et β soient tous deux fixés à 0,10 pour l'échantillonnage. Cela place le risque d'aboutir à une conclusion erronée sur un même pied d'égalité pour l'environnement et pour l'industrie.

5.5.3 Variabilité des données

Une controverse existe quant aux tailles minimales des échantillons nécessaires dans une campagne de prélèvement. Une augmentation de la taille de l'échantillon pour tout niveau de variabilité se traduira par une baisse de la grandeur de l'effet pouvant être détectée (figure 5-4). Lorsque l'on dispose de données déjà existantes, on pourra calculer les tailles des échantillons si l'on connaît l'efficacité statistique et la grandeur de l'effet à détecter. Si une étude ne possède pas de données de base pour l'élaboration d'un programme de contrôle, une campagne initiale de prélèvement doit être lancée pour collecter assez de données en vue d'aboutir à des conclusions préliminaires et d'aider à préparer le plan de l'étude. Des opinions contradictoires existent quant à la quantité de prélèvements qui doivent être recueillis initialement pour définir des réponses potentielles. Un programme qui prévoit un contrôle continu a l'avantage d'être capable de réévaluer constamment les conclusions passées à mesure que les données augmentent avec chaque nouvelle phase du programme. Comme il est impossible d'arriver à une compréhension complète lors d'une seule campagne de prélèvement, le meilleur plan est d'utiliser des échantillons "d'avant aménagement" pour faire les prévisions préliminaires, puis d'employer le contrôle "post-aménagement" pour évaluer la validité des prévisions.

Il existe également une controverse concernant les exigences de taille minimale des échantillons pour les programmes initiaux sans aucune donnée de base préalable. Les tailles minimales de prélèvement initial ci-après ont été définies pour les programmes de suivi des effets sur l'environnement : 20 mâles et 20 femelles de 2 espèces différentes (Environnement Canada, 1997a). Ces tailles de prélèvement ont été choisies car il s'est avéré que la variabilité dans les caractéristiques des organismes complets se stabilise après un prélèvement de 8 à 16 poissons (Munkittrick, 1992). Si l'on utilise des espèces de petites tailles à espérance de vie plutôt courte, il est aussi recommandé de collecter 20 poissons immatures afin d'augmenter les informations disponibles en vue de calculer l'âge selon la taille ou le taux de croissance (Environnement Canada, 2000). La valeur de cette information (son efficacité statistique) sera influencée par la variabilité des prélèvements. Des prélèvements qui ont plus de variabilité auront moins d'efficacité statistique. Les techniques de prélèvement devraient être choisies de façon à réduire la variabilité. Une stratégie pour cela est de présélectionner une gamme de taille des poissons à examiner. Si aucune différence n'est détectée en termes de taille, de poids des gonades, etc., dans les poissons de taille spécifique, alors on considérera qu'il existe un certain niveau de confiance obtenu avec la plus grande efficacité statistique due à une baisse de variabilité.

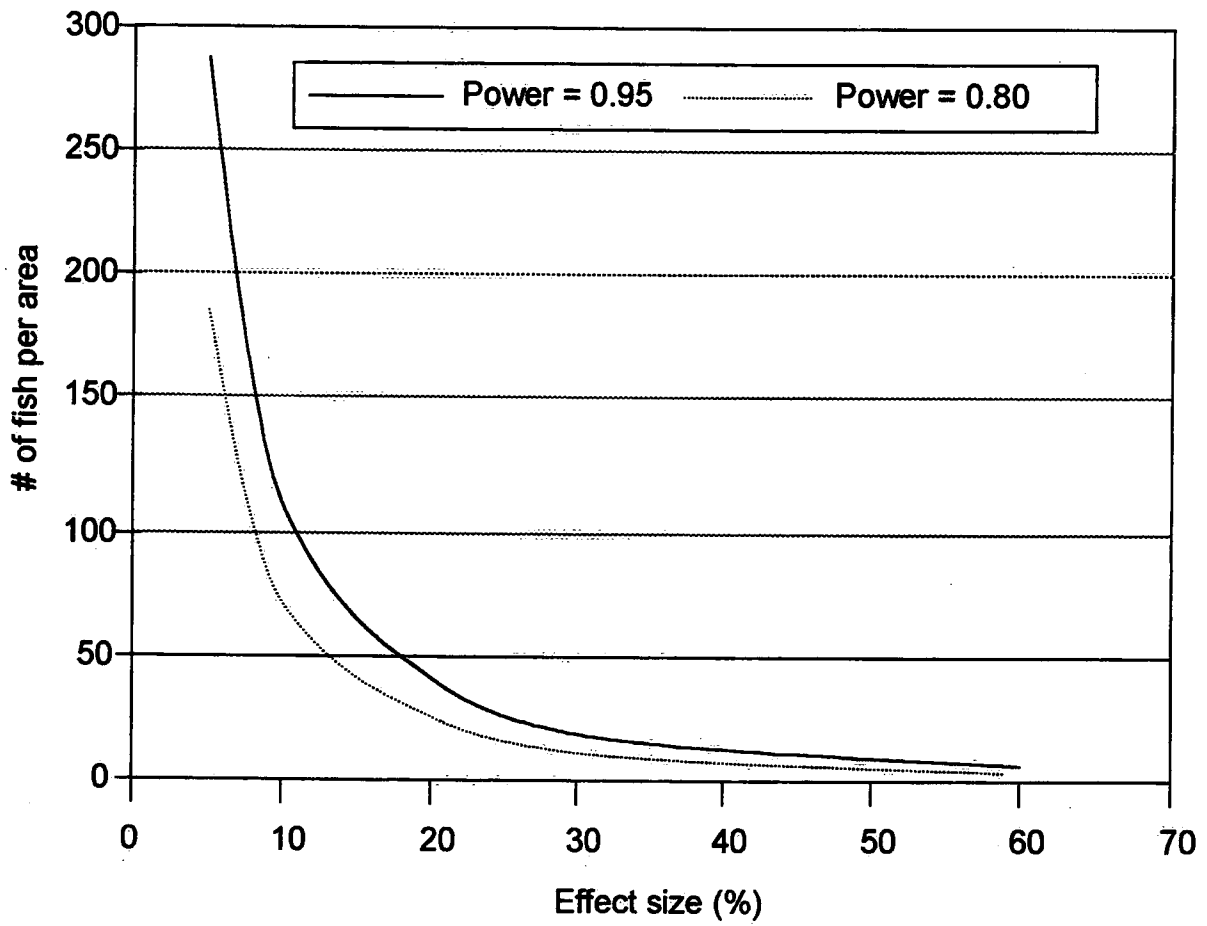


Figure 5-4 : Différences de taille des échantillons selon différentes efficacités statistiques (modifié de FSEWG, 1997).

Il est également important de comprendre que la variabilité et l'efficacité statistique vont varier avec le paramètre qui est étudié. Les poissons ne présentent pas de caractéristiques qui varient de façon égale pour toutes leurs fonctions et leurs organes. Les paramètres de reproduction sont normalement aussi variables, voire même plus variables, sur une échelle relative que les autres paramètres comme la taille, le poids et la masse du foie (Environnement Canada, 1997a). Si les grandeurs des effets sont également exprimées sur une échelle relative (p. ex., en pourcentages de différences), alors toute étude qui peut détecter une différence de $\pm 25\%$ dans la taille relative des gonades sera en mesure de détecter des différences identiques ou plus faibles dans d'autres paramètres importants. L'ampleur de la différence qui peut être détectée dans d'autres paramètres sera fixe, dépendant de la taille de l'échantillon requise pour déterminer un effet sur la taille des gonades. Le pouvoir de détection des différences dans d'autres paramètres devrait être revu durant le plan d'étude pour s'assurer qu'une efficacité statistique raisonnable soit atteinte pour le plus grand nombre de variables possibles. Des études doivent être conçues selon la nature des sites et la priorité donnée à la réduction de la variabilité plutôt qu'à l'augmentation de la taille des échantillons (Environnement Canada, 1997a).

La même méthode que celle utilisée pour identifier une grandeur d'effet visée pour le poids relatif des gonades devrait être appliquée aux autres variables. On devrait se servir des analyses de sensibilité utilisant les modèles de populations pour vérifier les conséquences de la grandeur d'effet visée sur toutes les variables (Environnement Canada, 1997a). Lorsque les analyses préliminaires montrent que l'efficacité statistique sera insuffisante avec des tailles d'échantillons raisonnables, les évaluations devraient être modifiées ou refaites (Environnement Canada, 1999b). Une fois l'étude terminée, il faudrait calculer et présenter les limites de confiance relativement à la différence entre les zones de référence et les zones exposées aux agents stressants, même si la différence n'est pas statistiquement significative (Paine *et al.*, 1996).

5.6 Aspects de l'échantillonnage

Il importe de prendre en compte plusieurs aspects de l'échantillonnage lorsque l'on planifie une étude d'évaluation des effets cumulatifs. Il s'agit notamment de la préservation des échantillons, de leur mise de côté, de leur utilisation pour comprendre l'exposition aux agents stressants et les réponses biochimiques, et enfin des impacts des prélèvements et du stress de la manipulation sur les réponses.

La préservation et la mise de côté des échantillons peut constituer une difficulté pour les sites éloignés. Il est courant de congeler les poissons capturés dans des sites éloignés puis de recueillir les informations de prélèvement de base dans des conditions de laboratoire. D'après notre expérience, il est plus facile, plus précis et plus économique d'analyser les échantillons sur place. Même les poissons fourrage peuvent être

facilement prélevés sur place et des dissections sur site permettent de connaître les ratios des sexes et la taille d'échantillonnage avant de quitter le site.

En ce qui concerne les mesures d'agents stressants biochimiques, il est crucial de normaliser les contraintes d'échantillonnage et de minimiser la manipulation et les retards. Les paramètres peuvent changer en quelques minutes (Jardine *et al.*, 1996), ce qui risque d'occulter les différences entre sites. Il est souvent plus aisé de capturer des poissons sur des sites contaminés, mais les contraintes d'échantillonnage peuvent rapidement modifier les différences. Si les contraintes ne sont pas mini-misées, il sera difficile de comprendre si les différences sont imputables à des contraintes d'échantillonnage dissemblables, à des différences dans les réponses au stress, à des différences dans le régime alimentaire des poissons ou à des différences dans la physiologie qui altère les réponses au stress.

Un très vaste débat s'est déroulé sur la validité des indicateurs d'exposition utilisés pour spécifier le taux de résidence des poissons dans une zone spécifique. Plusieurs types d'indicateurs sont possibles, allant des indicateurs chimiques propres à certains agents stressants, jusqu'aux réponses biochimiques particulières à certaines classes de produits chimiques, et aux réponses biochimiques qui ne sont pas propres à des agents chimiques individuels. Dans l'indication de l'exposition, la plus grande priorité est le besoin de pouvoir vérifier si les poissons étaient résidents dans cette zone lorsqu'ils ont été prélevés. Les indicateurs sont variables dans la période de résidence qu'ils désignent : ils peuvent montrer des différences portant sur des intervalles de temps qui se comptent en jours, en semaines ou en mois. De récentes recherches ont mis en évidence la méthode des isotopes stables pour démontrer les courbes de résidence. Les études du bassin versant de la rivière Moose ont permis d'examiner le potentiel de ces méthodes isotopiques pour indiquer l'état de résidence des poissons.

Nos études du bassin versant de la rivière Moose tentent d'évaluer la durabilité des changements qui peuvent être mesurés en réponse aux agents stressants existants. La priorité dans le choix des espèces était de sélectionner celles qui sont les plus enclines à être exposées aux agents stressants. Dans le bassin versant de la rivière Moose, des obstacles limitent le déplacement des poissons entre la plupart des sites. Dans d'autres études, la seule existence de différences statistiques entre des sites exposés et des sites de référence devrait suffire pour indiquer qu'il n'y a pas eu de mélanges entre les groupes de poissons. Les indicateurs d'exposition deviennent une question importante lorsqu'il n'y a pas de différences entre des poissons exposés et des poissons de référence, et qu'il y a possibilité de mélanges entre les groupes.

Il n'est pas obligatoire que les espèces soient résidentes de la zone soumise aux agents stressants. Si la zone d'exposition ne possède pas d'habitat critique, les espèces peuvent ne pas résider dans la zone assez longtemps pour induire des réponses. Si les espèces qui seront le plus probablement exposées ne montrent pas de différences majeures et que cela puisse être confirmé, et si en outre il ne fait aucun doute que les poissons puissent

se déplacer d'un site à l'autre, il faut alors présumer que la situation existante est durable.

5.7 Mesures particulières aux études du bassin versant de la rivière Moose

Ce projet a commencé avec le prélèvement d'échantillons en 1991 et s'est terminé à l'automne de 1998. Les prélèvements visaient notamment :

- a) la mesure morphologique, le poids des organes et le prélèvement de tissus sur 20 mâles et 20 femelles de meuniers noirs sur chaque site, durant chaque voyage d'échantillonnage ;
- b) un prélèvement, en 1995 et 1996, de perches-truites sur des sites choisis ;
- c) une cartographie rapide des habitats sur des sites choisis. Les mesures comprenaient la chimie de l'eau (par exemple, pH, conductivité, température, profondeur et vitesse de l'eau), ainsi que des indications sur les types de substrats et de végétation prédominants ;
- d) un échantillonnage de la qualité de l'eau dans les sites choisis, prélèvements d'eau en triples pour analyser ce qui suit : (i) carbone inorganique dissous ; (ii) phénols et polluants des usines de papier ; (iii) AOX (halogènes organiques adsorbable) ; (iv) ions majeurs ; (v) nutriments totaux ;
- e) une collecte qualitative d'invertébrés benthiques, consistant en 1 à 3 g d'invertébrés de chaque ordre majeur, destinés à l'analyse d'isotopes stables ;
- f) un prélèvement de toutes les espèces facilement disponibles de poisson fourrage, congelés et stockés à des températures de $< -15^{\circ}\text{C}$ destinés à l'analyse d'isotopes stables ;
- g) un échantillonnage intégré de 0 à 2 cm de sédiment des zones de déposition ;
- h) des sondes de température (Optic Stowaway ; Onset Computer Corp., Pocasset, MD 02559) installées en automne 1995 et un enregistrement de données dans chaque site, à intervalles de 15 minutes.

6. ANALYSE DES DONNÉES DE BASE

Le centre d'intérêt de ces études visait le développement d'une méthode pouvant servir à élaborer une évaluation basée sur les effets des réponses des poissons aux multiples impacts dans l'écomilieu étudié. Les données ne seront pas toutes présentées ici, mais elles seront décrites à la lumière des principales questions et phases de l'étude. Des résumés de données complets sont présentés aux tableaux 6-1 et 6-2. Les données sont récapitulées ici afin d'illustrer les types de comparaisons qui sont nécessaires pour commencer à comprendre les effets cumulatifs du point de vue de l'évaluation basées sur les effets (figure 6-1). Une explication plus détaillée des données sera fournie dans des articles qui seront publiés, dans des revues spécialisées, pour faire suite aux présentes études.

6.1 Détermination des conditions de base pour le meunier noir

En termes d'objectives de performance dans nos études, les études de base concernant le meunier noir pourraient être divisées en trois : examen des sites de référence parmi les affluents, examen des sites de référence à mesure que la distance augmentait vers l'aval sur une rivière non exploitée (Missinaibi), et réponses des poissons obtenues dans les sites exploités.

6.1.1 Phase I : Comparaison latitudinale des sites de référence

Afin d'évaluer la santé environnementale actuelle des peuplements de poissons exposés aux agents stressants, il faut avant tout comprendre le degré de variabilité propre aux peuplements de référence (poissons non exposés), sur une échelle spatiale et temporelle. Dans le bassin versant de la rivière Moose, les populations de référence sont présentes dans les cours d'eau non exploités, en amont des sources d'influence industrielles et municipales (par ex., rivière Kapuskasing et rivière Mattagami), et dans des bassins hydrographiques distincts qui ne comportent pas d'intrants anthropogéniques importants (par ex., rivière Missinaibi). En général, l'identification des effets cumulatifs et la détermination de l'acceptabilité d'aménagements futurs dans un milieu récepteur particulier se font d'après des comparaisons des populations de référence et exposées aux agents stressants, spécifiques à ce bassin. Cependant, la performance d'autres peuplements de poissons de référence dans le bassin fournit des informations qui vont aider à définir le contexte des réponses observées, quelles qu'elles soient. La description qui suit évalue l'étendue de la variabilité de référence dans la performance des meuniers noirs : (1) parmi les peuplements de différents bassins hydrographiques par rapport au bassin versant de la rivière Moose (comparaison spatiale), et (2) parmi des peuplements particuliers dans le temps (comparaison temporelle).

Tableau 6-1. Longueur, poids, âge, coefficient de condition (K), indices hépatosomatique (ISH) et gonadosomatique (IGS) des meuniers noirs mâles matures prélevés en automne dans des sites du bassin versant de la rivière Moose.

River/Site ^a	Year	Length	Weight	Age	K	LSI	GSI
KAPTB	1994	40.2 ± 0.36 (28)	1004.4 ± 26.8 (28)	8.54 ± 0.59 (28)	1.54 ± 0.02 (28)	1.80 ± 0.09 (27)	6.16 ± 0.13 (24)
	1995	40.2 ± 0.41 (21)	969.6 ± 26.9 (21)	10.95 ± 0.74 (21)	1.49 ± 0.02 (21)	1.32 ± 0.05 (21)	7.87 ± 0.33 (20)
	1996	36.8 ± 0.81 (17)	725.1 ± 45.9 (17)	-	1.42 ± 0.02 (17)	1.16 ± 0.07 (16)	7.43 ± 0.30 (17)
KAPFF	1991	41.4 ± 0.50 (17)	1086.9 ± 47.8 (17)	9.29 ± 0.53 (17)	1.52 ± 0.03 (17)	1.48 ± 0.07 (15)	7.68 ± 0.23 (16)
	1993	41.5 ± 0.43 (12)	1083.1 ± 41.8 (12)	-	1.51 ± 0.02 (12)	1.62 ± 0.07 (12)	6.33 ± 0.22 (12)
	1994	42.7 ± 0.70 (14)	1217.6 ± 69.5 (14)	9.14 ± 0.66 (14)	1.54 ± 0.03 (14)	1.46 ± 0.06 (14)	5.84 ± 0.14 (14)
	1995	40.7 ± 0.51 (31)	970.5 ± 35.8 (31)	9.71 ± 0.61 (31)	1.42 ± 0.02 (31)	1.20 ± 0.04 (31)	6.41 ± 0.19 (31)
	1996	42.9 ± 0.32 (29)	1100.4 ± 30.3 (29)	-	1.39 ± 0.02 (29)	0.94 ± 0.04 (28)	6.12 ± 0.19 (29)
KAPUP1	1994	42.9 ± 0.55 (16)	1159.8 ± 46.4 (16)	10.56 ± 0.74 (16)	1.46 ± 0.03 (16)	1.01 ± 0.06 (15)	6.21 ± 0.23 (15)
KAPWF-UP2	1994	36.8 ± 1.70 (6)	740.7 ± 102.5 (6)	8.50 ± 1.69 (6)	1.43 ± 0.02 (6)	0.91 ± 0.08 (6)	5.67 ± 0.17 (6)
	1995	35.9 ± 0.75 (18)	652.6 ± 46.3 (18)	8.24 ± 0.53 (17)	1.37 ± 0.02 (18)	0.88 ± 0.04 (18)	6.31 ± 0.31 (18)
	1996	36.7 ± 0.44 (20)	681.9 ± 31.9 (20)	-	1.36 ± 0.02 (20)	0.84 ± 0.03 (20)	5.60 ± 0.17 (20)
MATTSRF	1991	39.8 ± 0.64 (12)	964.9 ± 50.4 (12)	8.42 ± 0.61 (12)	1.52 ± 0.03 (12)	1.05 ± 0.05 (12)	7.21 ± 0.26 (12)
	1993	40.1 ± 0.57 (12)	1019.3 ± 33.3 (12)	-	1.58 ± 0.03 (12)	1.02 ± 0.05 (12)	6.17 ± 0.24 (12)
	1994	40.8 ± 0.41 (22)	1050.9 ± 29.1 (22)	8.59 ± 0.51 (22)	1.55 ± 0.03 (22)	1.14 ± 0.04 (22)	5.73 ± 0.13 (22)
	1995	40.6 ± 0.43 (37)	1020.5 ± 35.0 (37)	10.09 ± 0.37 (23)	1.50 ± 0.02 (37)	0.99 ± 0.06 (23)	6.99 ± 0.15 (23)
	1996	38.5 ± 0.45 (31)	814.6 ± 31.51 (31)	-	1.41 ± 0.02 (31)	0.86 ± 0.03 (29)	5.44 ± 0.19 (29)
MATTCyF	1996	40.1 ± 0.67 (22)	1007.4 ± 53.7 (22)	-	1.53 ± 0.03 (22)	0.94 ± 0.04 (22)	6.68 ± 0.29 (22)
	1997	41.8 ± 0.64 (24)	1118.5 ± 57.3 (24)	8.86 ± 0.74 (6)	1.50 ± 0.03 (24)	0.91 ± 0.04 (24)	6.20 ± 0.18 (24)
MATTSRF	1997	40.9 ± 0.50 (20)	1030.8 ± 35.8 (20)	-	1.50 ± 0.02 (20)	1.32 ± 0.06 (20)	5.73 ± 0.20 (20)
	1998	39.2 ± 0.43 (22)	926.5 ± 25.2 (22)	-	1.54 ± 0.02 (22)	0.98 ± 0.03 (22)	6.92 ± 0.22 (22)
MATTHH	1997	40.7 ± 0.40 (20)	993.1 ± 31.4 (20)	9.69 ± 0.50 (16)	1.47 ± 0.01 (20)	0.90 ± 0.05 (20)	5.75 ± 0.18 (20)
MATTKIP	1997	38.8 ± 0.43 (21)	826.2 ± 26.0 (21)	-	1.41 ± 0.02 (21)	0.81 ± 0.03 (21)	5.23 ± 0.18 (21)
MATTUP	1993	40.3 ± 0.50 (21)	992.5 ± 37.6 (21)	-	1.51 ± 0.02 (21)	1.06 ± 0.04 (21)	7.13 ± 0.16 (21)
	1994	40.8 ± 0.76 (12)	1038.3 ± 54.3 (12)	9.38 ± 1.12 (8)	1.52 ± 0.02 (12)	1.01 ± 0.07 (12)	6.96 ± 0.25 (12)

River/Site ^a	Year	Length	Weight	Age	K	LSI	GSI
MATTUP	1995	41.2 ± 0.47 (26)	1051.1 ± 35.6 (26)	10.69 ± 0.66 (26)	1.49 ± 0.02 (26)	0.96 ± 0.03 (26)	7.15 ± 0.20 (26)
	1996	38.5 ± 0.54 (27)	847.4 ± 36.7 (27)	-	1.46 ± 0.02 (27)	0.88 ± 0.04 (27)	6.54 ± 0.26 (27)
	1997	40.2 ± 0.57 (19)	954.4 ± 40.9 (19)	10.21 ± 0.61 (19)	1.46 ± 0.02 (19)	1.00 ± 0.04 (18)	5.90 ± 0.20 (19)
	1998	40.4 ± 0.41 (20)	1056.2 ± 34.8 (20)	-	1.59 ± 0.03 (20)	1.14 ± 0.04 (20)	7.45 ± 0.26 (20)
ABFH	1998	41.2 ± 0.36 (10)	1077.7 ± 26.9 (10)	-	1.54 ± 0.03 (10)	0.92 ± 0.07 (10)	7.19 ± 0.38 (10)
ABFHLK	1998	41.1 ± 0.63 (16)	1060.3 ± 44.5 (16)	-	1.52 ± 0.03 (16)	1.05 ± 0.05 (16)	6.21 ± 0.20 (16)
	1998	42.3 ± 0.42 (30)	1138.3 ± 31.4 (30)	-	1.50 ± 0.02 (30)	1.23 ± 0.06 (20)	5.62 ± 0.13 (30)
ABDS	1998	39.8 ± 1.04 (7)	735.6 ± 33.2 (7)	-	1.18 ± 0.07 (7)	1.14 ± 0.12 (7)	4.43 ± 0.84 (7)
ABUP2	1998	34.8 ± 0.85 (2)	615.0 ± 54.0 (2)	-	1.46 ± 0.02 (2)	0.80 ± 0.23 (2)	6.20 ± 0.11 (2)
MISSREF	1994	38.5 ± 1.22 (4)	805.5 ± 81.1 (4)	7.25 ± 1.89 (4)	1.40 ± 0.02 (4)	0.87 ± 0.04 (4)	5.24 ± 0.38 (4)
	1996	35.8 ± 0.50 (16)	642.9 ± 27.5 (16)	-	1.39 ± 0.03 (16)	0.85 ± 0.03 (16)	6.21 ± 0.28 (16)
MISSSK	1996	37.5 ± 1.08 (9)	763.6 ± 70.4 (9)	-	1.42 ± 0.04 (9)	0.90 ± 0.05 (9)	6.27 ± 0.44 (8)
MISSNTH	1996	38.0 ± 0.50 (5)	696.0 ± 31.9 (5)	-	1.27 ± 0.03 (5)	0.82 ± 0.07 (5)	4.16 ± 0.34 (5)
GHFB	1991	39.3 ± 0.88 (4)	967.3 ± 51.6 (4)	8.75 ± 1.65 (4)	1.59 ± 0.03 (4)	0.88 ± 0.06 (4)	7.56 ± 0.93 (4)
	1993	39.2 ± 0.47 (13)	897.9 ± 37.0 (13)	-	1.48 ± 0.02 (13)	0.87 ± 0.05 (13)	6.47 ± 0.34 (13)
	1994	36.4 ± 1.59 (5)	670.4 ± 98.6 (5)	4.00 ± 0.45 (5)	1.35 ± 0.02 (5)	0.90 ± 0.08 (5)	5.60 ± 0.55 (5)
	1995	37.1 ± 0.64 (20)	757.2 ± 40.0 (20)	8.60 ± 0.82 (20)	1.47 ± 0.02 (20)	1.02 ± 0.04 (20)	6.76 ± 0.24 (20)
	1996	37.6 ± 0.55 (18)	774.2 ± 40.0 (18)	-	1.43 ± 0.03 (18)	0.83 ± 0.06 (18)	6.67 ± 0.19 (18)
GHCF	1997	38.8 ± 0.50 (25)	865.6 ± 36.3 (25)	7.88 ± 0.30 (24)	1.47 ± 0.02 (25)	0.92 ± 0.04 (24)	6.27 ± 0.24 (25)
	1997	37.5 ± 0.66 (18)	740.3 ± 42.5 (18)	8.61 ± 0.33 (18)	1.39 ± 0.02 (18)	0.77 ± 0.03 (25)	5.94 ± 0.24 (18)
GHWF	1997	40.0 ± 0.57 (24)	921.3 ± 39.0 (24)	8.50 ± 0.96 (6)	1.42 ± 0.02 (24)	0.79 ± 0.03 (25)	5.51 ± 0.23 (24)

^a KAP = Kapuskasing River at Two Bridges (TB), Freddy Flats (FF), Beaver Falls (UP1), Woman Falls (WF-UP2); MATT = Mattagami River at Smooth Rock Falls (SRF), Cyprus Falls (CyF), Harmon Reservoir (HH), Kipling (KIP) and Upstream (UP); AB = Abitibi River at Highway 11 (FH), Frederickhouse Lake (FHLK), Nighthawk Lake (NHLK); Downstream of Mill (DS), Upstream Mill (UP2); MISS = Missinaibi River at Highway 11/Mattice (REF), Skunk Island (SK), and Thunderhouse Falls (NTH); GH = Groundhog River at Highway 11/ Fauquier Bridge (FB), Carmichael Falls (CF), and Whist Falls (WF).

Tableau 6-2. Longueur, poids, âge, coefficient de condition (K), indices hépatosomatique (ISH) et gonadosomatique (IGS) des meuniers noirs femelles matures prélevées en automne dans des sites du bassin versant de la rivière Moose.

River/Site ^a	Year	Length	Weight	Age	K	LSI	GSI
KAPTB	1994	41.7 ± 0.48 (24)	1084.0 ± 34.5 (24)	6.88 ± 0.61 (24)	1.49 ± 0.02 (24)	1.79 ± 0.07 (24)	5.86 ± 0.15 (24)
KAPTB	1995	42.3 ± 0.44 (33)	1126.6 ± 34.0 (33)	10.00 ± 0.62 (25)	1.48 ± 0.01 (33)	1.56 ± 0.04 (25)	4.89 ± 0.13 (25)
KAPTB	1996	41.0 ± 0.58 (35)	956.1 ± 39.1 (35)	-	1.37 ± 0.01 (35)	1.36 ± 0.03 (34)	4.23 ± 0.10 (33)
KAPFF	1991	43.8 ± 0.62 (16)	1194.4 ± 40.5 (16)	8.69 ± 0.54 (16)	1.42 ± 0.02 (16)	1.67 ± 0.06 (16)	4.55 ± 0.14 (16)
KAPFF	1993	43.1 ± 0.86 (15)	1225.2 ± 63.6 (15)	-	1.52 ± 0.03 (15)	1.76 ± 0.05 (14)	4.90 ± 0.23 (15)
KAPFF	1994	42.6 ± 0.90 (12)	1170.1 ± 91.3 (12)	6.67 ± 0.66 (12)	1.48 ± 0.04 (12)	1.74 ± 0.06 (12)	5.31 ± 0.28 (12)
KAPFF	1995	43.2 ± 0.70 (28)	1213.3 ± 55.0 (28)	9.11 ± 0.61 (27)	1.48 ± 0.02 (28)	1.67 ± 0.05 (28)	5.85 ± 0.17 (28)
KAPFF	1996	43.7 ± 0.39 (26)	1177.0 ± 31.1 (26)	-	1.41 ± 0.02 (26)	1.24 ± 0.03 (26)	4.38 ± 0.16 (26)
KAPUP1	1994	43.1 ± 0.66 (14)	1185.3 ± 68.1 (14)	7.64 ± 0.80 (14)	1.47 ± 0.03 (14)	1.40 ± 0.06 (14)	5.78 ± 0.26 (14)
KAPWF-UP2	1994	40.6 ± 0.92 (19)	1018.0 ± 69.0 (19)	7.74 ± 0.69 (19)	1.48 ± 0.02 (19)	1.29 ± 0.04 (18)	5.76 ± 0.18 (19)
KAPWF-UP2	1995	39.2 ± 0.63 (25)	873.8 ± 44.2 (25)	8.56 ± 0.42 (25)	1.42 ± 0.02 (25)	1.32 ± 0.07 (24)	4.99 ± 0.14 (25)
KAPWF-UP2	1996	37.5 ± 0.59 (36)	737.6 ± 39.4 (36)	-	1.36 ± 0.02 (36)	1.18 ± 0.03 (36)	4.41 ± 0.11 (36)
MATTSRF	1991	42.2 ± 1.05 (15)	1176.5 ± 99.7 (15)	8.53 ± 0.75 (15)	1.53 ± 0.02 (15)	1.29 ± 0.05 (14)	4.54 ± 0.20 (15)
MATTSRF	1993	42.3 ± 0.84 (13)	1226.1 ± 65.4 (13)	-	1.61 ± 0.02 (13)	1.37 ± 0.06 (13)	4.72 ± 0.33 (13)
MATTSRF	1994	42.3 ± 0.82 (13)	1155.8 ± 70.9 (13)	7.38 ± 0.72 (13)	1.51 ± 0.03 (13)	1.29 ± 0.06 (13)	4.70 ± 0.23 (13)
MATTSRF	1995	40.5 ± 1.00 (19)	958.1 ± 66.8 (19)	8.74 ± 0.51 (19)	1.40 ± 0.02 (19)	1.26 ± 0.04 (19)	3.82 ± 0.12 (18)
MATTSRF	1996	41.7 ± 0.57 (23)	1036.8 ± 51.7 (23)	-	1.41 ± 0.03 (23)	1.11 ± 0.04 (21)	3.62 ± 0.17 (22)
MATTCyF	1996	42.4 ± 1.01 (20)	1212.9 ± 80.5 (20)	-	1.55 ± 0.02 (20)	1.38 ± 0.05 (20)	5.90 ± 0.19 (20)
MATTCyF	1997	42.2 ± 0.65 (22)	1110.9 ± 51.9 (22)	7.60 ± 0.52 (10)	1.47 ± 0.02 (22)	1.17 ± 0.03 (22)	4.93 ± 0.15 (22)
MATTSRF	1997	41.8 ± 0.61 (22)	1128.0 ± 52.9 (22)	-	1.52 ± 0.02 (22)	1.50 ± 0.05 (22)	5.35 ± 0.16 (22)
MATHH	1997	43.5 ± 0.77 (17)	1182.0 ± 57.9 (17)	9.09 ± 0.69 (11)	1.42 ± 0.02 (17)	1.15 ± 0.06 (17)	4.35 ± 0.13 (17)
MATKIP	1997	40.8 ± 0.55 (17)	969.2 ± 46.3 (17)	-	1.42 ± 0.03 (17)	1.07 ± 0.03 (17)	4.12 ± 0.14 (17)
MATTSRF	1998	41.1 ± 0.61 (17)	1069.3 ± 56.5 (17)	-	1.52 ± 0.02 (17)	1.22 ± 0.04 (17)	4.58 ± 0.21 (17)
MATTUP	1993	40.8 ± 0.62 (21)	1013.2 ± 49.7 (21)	-	1.47 ± 0.01 (21)	1.36 ± 0.05 (21)	5.17 ± 0.21 (21)

River/Site ^a	Year	Length	Weight	Age	K	LSI	GSI
MATTUP	1995	42.7 ± 0.47 (43)	1154.8 ± 38.9 (43)	10.48 ± 0.60(25)	1.47 ± 0.01 (43)	1.36 ± 0.04 (25)	5.53 ± 0.15 (25)
MATTUP	1996	41.7 ± 0.58 (22)	1074.2 ± 46.0 (22)	-	1.46 ± 0.02 (22)	1.22 ± 0.03 (22)	5.48 ± 0.14 (22)
MATTUP	1997	43.0 ± 0.74 (21)	1198.6 ± 60.5 (21)	10.48 ± 0.68 (21)	1.49 ± 0.02 (21)	1.42 ± 0.05 (21)	5.72 ± 0.24 (21)
MATTUP	1998	43.9 ± 0.68 (20)	1283.3 ± 64.2 (20)	-	1.50 ± 0.03 (20)	1.29 ± 0.05 (20)	5.41 ± 0.25 (20)
ABFH	1998	43.4 ± 0.58 (20)	1237.4 ± 49.6 (20)	-	1.50 ± 0.02 (20)	1.24 ± 0.05 (20)	5.63 ± 0.18 (20)
ABFHLK	1998	43.2 ± 0.52 (24)	1212.9 ± 47.7 (24)	-	1.49 ± 0.02 (24)	1.48 ± 0.04 (23)	6.71 ± 0.17 (24)
ABNHLK	1998	44.7 ± 0.40 (34)	1366.8 ± 40.9 (34)	-	1.52 ± 0.02 (34)	1.50 ± 0.04 (23)	5.66 ± 0.14 (34)
ABDS	1998	41.6 ± 0.42 (20)	911.5 ± 30.7 (20)	-	1.26 ± 0.02 (20)	1.37 ± 0.06 (20)	4.00 ± 0.17 (20)
ABUP2	1998	43.8 ± 1.60 (5)	1280.8 ± 167.1 (5)	-	1.49 ± 0.06 (5)	1.16 ± 0.08 (5)	4.90 ± 0.51 (5)
MISSREF	1994	40.1 ± 0.76 (16)	957.3 ± 55.8 (16)	7.81 ± 0.61 (16)	1.46 ± 0.02 (16)	1.33 ± 0.05 (16)	5.39 ± 0.19 (16)
MISSREF	1996	39.3 ± 0.84 (20)	840.5 ± 56.3 (20)	-	1.35 ± 0.02 (20)	1.01 ± 0.05 (20)	3.93 ± 0.15 (20)
MISSSK	1996	38.6 ± 0.61 (22)	789.4 ± 40.7 (22)	-	1.35 ± 0.02 (22)	1.16 ± 0.05 (22)	4.67 ± 0.14 (22)
MISSNTH	1996	40.4 ± 1.07 (9)	8932.0 ± 70.4 (9)	-	1.33 ± 0.02 (9)	1.08 ± 0.05 (9)	3.48 ± 0.12 (9)
GHFB	1991	40.7 ± 0.47 (18)	994.7 ± 40.6 (18)	9.71 ± 0.81 (17)	1.46 ± 0.02 (18)	1.39 ± 0.05 (18)	5.40 ± 0.18 (18)
GHFB	1993	42.0 ± 1.03 (10)	1135.3 ± 89.4 (10)	-	1.51 ± 0.03 (10)	1.36 ± 0.07 (10)	5.12 ± 0.20 (10)
GHFB	1994	38.4 ± 0.82 (22)	788.5 ± 54.2 (22)	5.62 ± 0.28 (21)	1.36 ± 0.02 (22)	1.18 ± 0.04 (20)	4.76 ± 0.20 (21)
GHFB	1995	39.4 ± 0.52 (39)	914.6 ± 38.9 (39)	8.26 ± 0.35 (31)	1.46 ± 0.02 (39)	1.54 ± 0.03 (32)	5.20 ± 0.14 (32)
GHCF	1996	39.5 ± 0.46 (21)	883.3 ± 30.3 (21)	-	1.42 ± 0.02 (21)	1.17 ± 0.04 (21)	5.50 ± 0.19 (21)
GHCF	1997	40.4 ± 0.45 (27)	940.9 ± 33.8 (27)	8.00 ± 0.35 (15)	1.41 ± 0.02 (27)	1.23 ± 0.04 (27)	5.36 ± 0.15 (27)
GHFB	1997	39.6 ± 0.66 (21)	843.6 ± 45.0 (21)	9.10 ± 0.62 (21)	1.34 ± 0.02 (21)	1.18 ± 0.04 (21)	4.57 ± 0.12 (21)
GHWF	1997	40.9 ± 0.81 (23)	1027.1 ± 71.5 (23)	9.43 ± 0.81 (7)	1.45 ± 0.02 (23)	1.07 ± 0.03 (22)	4.22 ± 0.12 (23)

^a KAP = Kapuskasing River at Two Bridges (TB), Freddy Flats (FF), Beaver Falls (UP1), Woman Falls (WF-UP2); MATT = Mattagami River at Smooth Rock Falls (SRF), Cyprus Falls (CyF), Harmon Reservoir (HH), Kipling (KIP) and Upstream (UP); AB = Abitibi River at Highway 11 (FH), Frederickhouse Lake (FHLK), Nighthawk Lake (NHLK); Downstream of Mill (DS), Upstream Mill (UP2); MISS = Missinaibi River at Highway 11/Mattice (REF), Skunk Island (SK), and Thunderhouse Falls (NTH); GH = Groundhog River at Highway 11/ Fauquier Bridge(FB), Carmichael Falls (CF), and Whist Falls (WF).

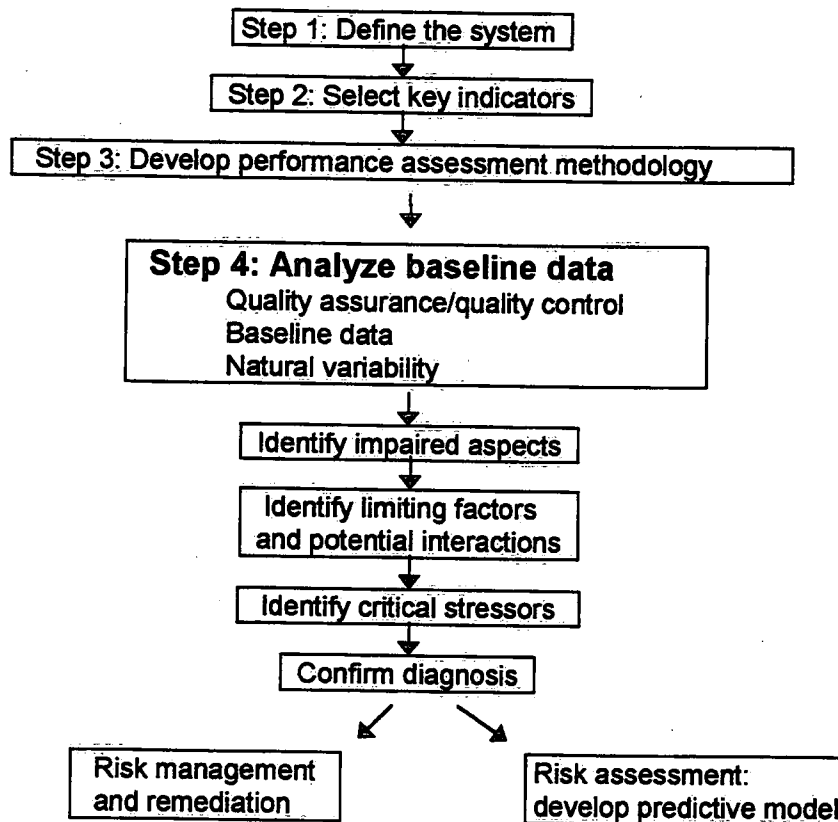


Figure 6-1 : Étapes dans l'analyse des données pour l'évaluation guidée par les effets.
 Les exemples dans le texte du rapport utilisent les données recueillies durant les études
 du bassin versant de la rivière Moose

L'enquête originale menée en 1994 visait l'analyse de cinq cours d'eau de référence (figure 6-2):

1. La rivière Missinaibi à Mattice (MISS-REF)
2. La rivière Kapuskasing immédiatement en amont de l'usine de papier à Kapuskasing (KUP)
3. La rivière Kapuskasing à environ 40 km en amont de l'usine de papier à Kapuskasing (KWF)
4. La rivière Groudhog à Fauquier (GH-FB)
5. La rivière Mattagami en amont de Smooth Rock Falls (MUP).

Les données de l'habitat recueillies durant les études ont montré que l'altitude, la profondeur de l'eau, les substrats, les profils de température et autres attributs de grande échelle étaient comparables parmi tous les sites (tableau 6-3).

La proposition originale avait prévu une année supplémentaire pour examiner les éventuelles différences entre les sites de référence. Curieusement, les caractéristiques de performance des meuniers noirs étaient très semblables d'un site à l'autre en 1994. Aux fins de cette discussion, nous présentons les données relatives aux meuniers noirs femelles. Aucune différence n'a été constatée au niveau de l'âge moyen ou de la taille prévu du corps. Le taux de croissance (pente des lignes) et la taille à un âge donné (intercepte) n'étaient pas vraiment différents (figure 6-3). De même, on n'a trouvé aucune différence dans le coefficient de condition, le poids des ovaires ou le poids du foie (figure 6-4). Une comparaison de la relation entre les poids des gonades et les poids des carcasses s'est elle aussi révélée semblable (figure 6-5).

Les résultats de ces analyses suggèrent que la variabilité spatiale dans la performance des poissons des divers cours d'eau ayant des caractéristiques d'habitat comparables, était faible en 1994. Cela signifie que, pour 1994, n'importe lequel des cours d'eau de référence dans l'étude aurait pu être utilisé pour documenter l'état de référence des meuniers noirs (c.-à-d. fournir les mêmes informations).

6.1.2 Phase II : comparaisons longitudinales des sites de référence sur la rivière Missinaibi

La campagne de prélèvements de la phase II a été effectuée en automne 1996 par Ontario Hydro Technologies (OHT, 1997). Bien que quatre sites aient été désignés à l'origine pour les prélèvements, le débit de l'eau du site le plus en amont était trop faible pour permettre un accès convenable. Les prélèvements ont donc été réalisés aux trois sites aval suivants (figure 6-6) :

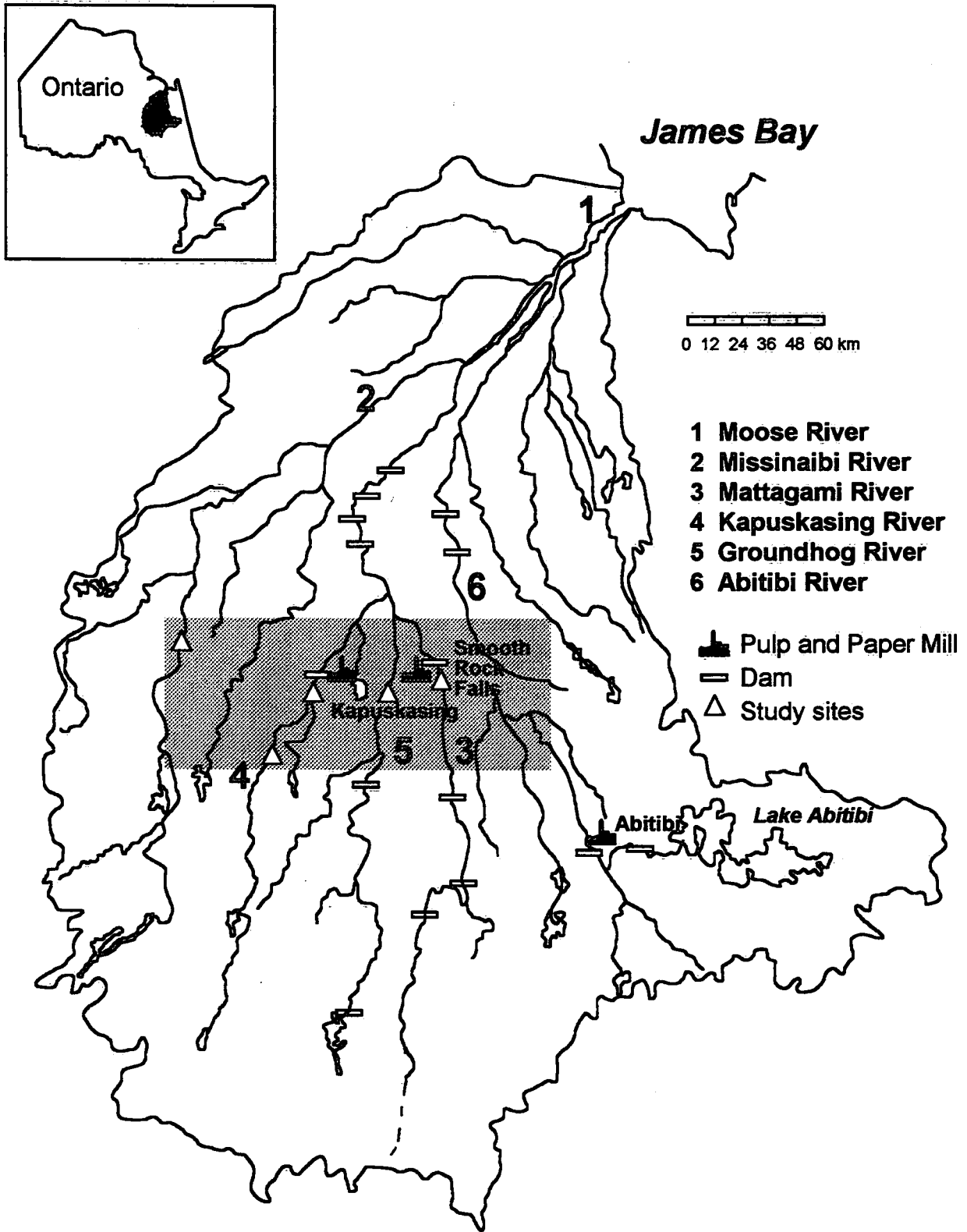
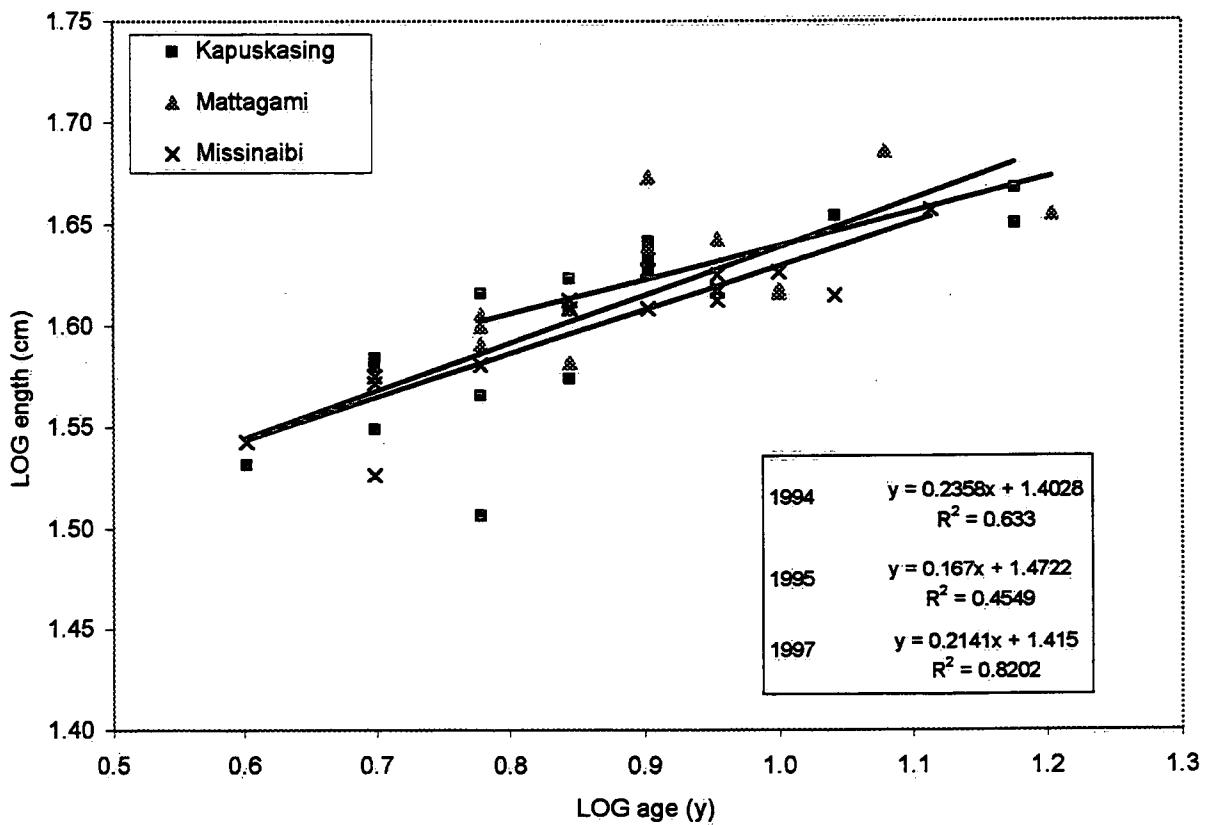


Figure 6-2 : Prélèvement dans le bassin versant de la rivière Moose pour la comparaison latitudinale des sites de référence - phase I

Tableau 6-3 : Caractéristiques à grande échelle de l'habitat parmi les sites de référence sur les rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami

Rivière	Ordre du cours d'eau	Déclivité du cours d'eau	Débit annuel (m ³ x 10 ⁶)	Substrat dominant
Missinaibi	6	Faible (0,65 m/km)	3,179	Sable, argile avec gravier et gros galets
Kapuskasing	5	Faible (0,52 m/km)	2275	Sable, limon et argile
Mattagami	6	Faible (0,43 m/km)	3176	Matière organique, limon et argile

¹ D'après la définition de Strahler (1957) ;



² Moyenne sur 10 ans (1983-1992)

Figure 6-3 : Lignes de régression de la longueur selon l'âge pour les meuniers noirs femelles dans les sites de référence sur les rivières Missinaibi (ligne tiretée, astérisques), Kapuskasing (ligne noire, losanges) et Mattagami (ligne pointillée, cercles) en automne 1994

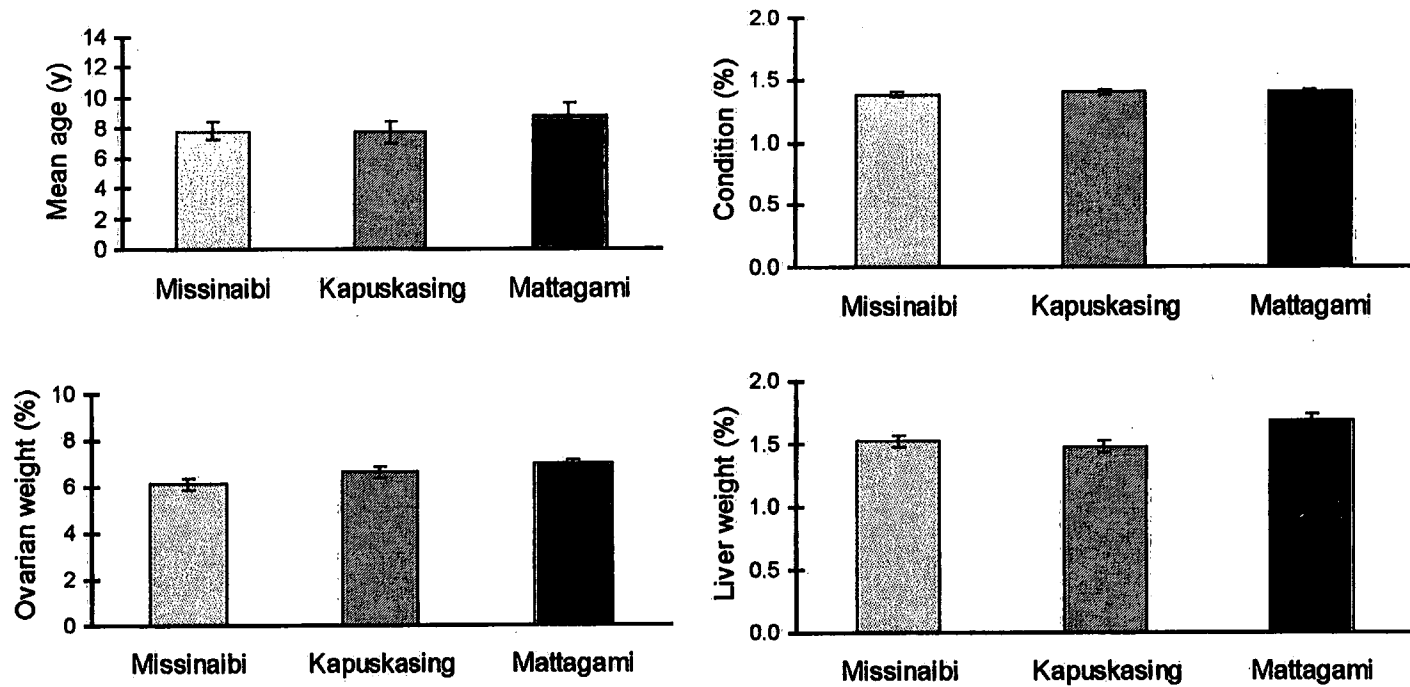


Figure 6-4 : Variabilité spatiale de la moyenne d'âge, du coefficient de condition, du poids des ovaires et du poids du foie des meuniers noirs femelles dans les sites de référence sur les rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami en automne 1994. Les valeurs représentent la moyenne \pm ÉT.

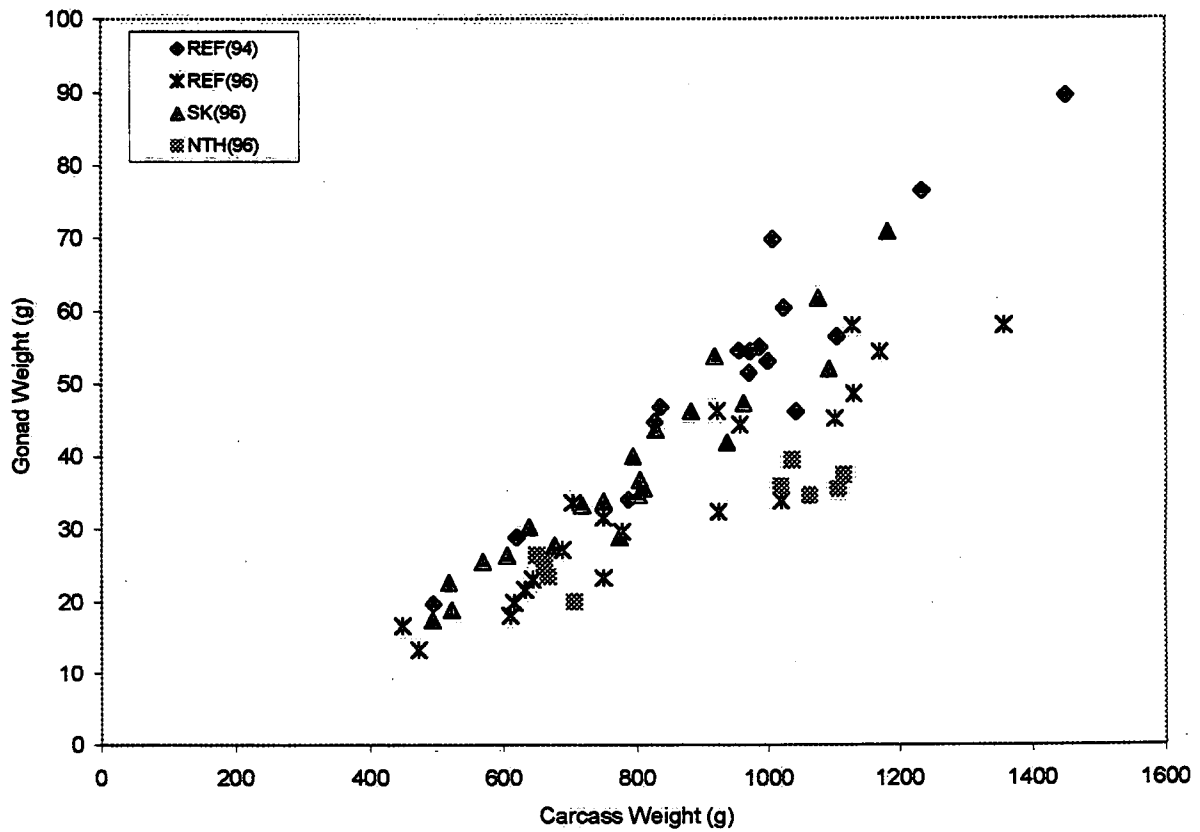


Figure 6-5 : Comparaison du poids des gonades (g) et du poids de la carcasse (g) chez les poissons des sites de référence en 1994

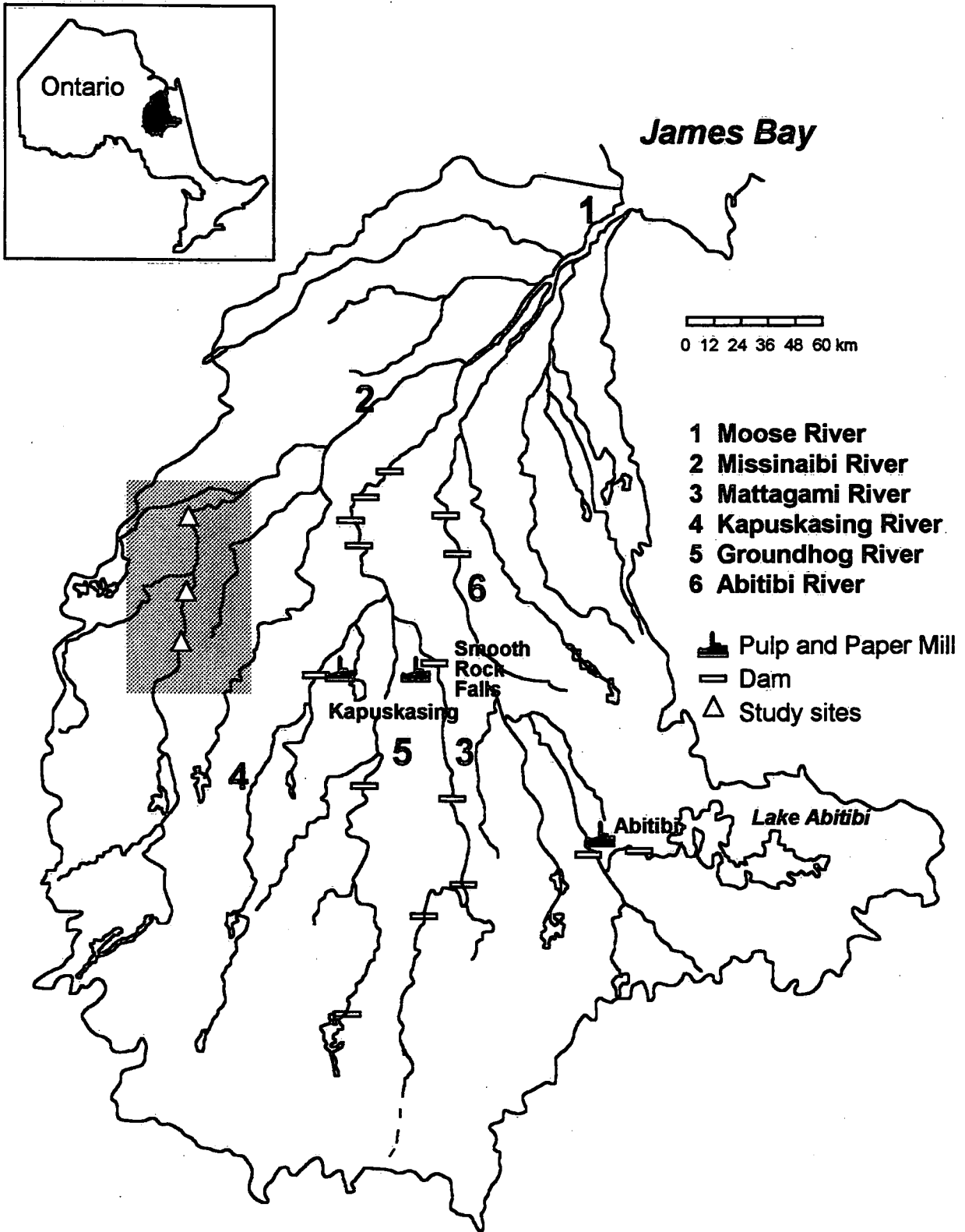


Figure 6-6 : Emplacement des prélèvements dans la rivière Moose pour les comparaisons longitudinales de la phase II des sites de référence sur la rivière Missinaibi (REF = référence ; SK = Skunk Island ; NTH = Thunderhouse Falls)

1. La rivière Missinaibi à Mattice (MISS-REF)
2. La rivière Missinaibi près de Skunk Island (MISS-SKI)
3. le site le plus en aval (Thunderhouse Falls) que l'on a atteint par hydravion (MISS-TH)

Les prélèvements aux deux sites les plus en aval (Skunk Island et Thunderhouse Falls) n'ont pas permis de recueillir assez de poissons pour toutes les analyses (OHT, 1997).

La réponse anticipée était que la performance des poissons devait s'améliorer à mesure que l'on s'éloignerait vers l'aval. Le concept du continuum des rivières (Vannote *et al.*, 1980) présume que si la productivité et la disponibilité de l'habitat ont des valeurs élevées dans les plus grandes parties de la rivière, elles se traduisent par une performance des poissons accrue. À souligner que le concept du continuum des rivières a été élaboré à l'origine pour les invertébrés benthiques et n'a pas été étudié en profondeur pour les populations de poissons ; on a pourtant présumé que les poissons montre-raient des tendances comparables. En outre, le concept du continuum des rivières s'applique aux rivières dont l'ordre va en augmentant. Avant les prélèvements de 1997 et 1998 en aval des centrales hydroélectriques, il n'y aurait eu aucun changement dans l'indice d'ordre des rivières entre les sites d'une même rivière.

La tendance "prévue" d'augmentation de la performance n'a pas été constatée dans l'échantillonnage de la phase II. En fait, le développement des gonades (figure 6-7) et la condition des poissons (figure 6-8) chez les meuniers noirs mâles étaient largement plus bas au site le plus en aval (MISS-TH). Les meuniers noirs femelles ont montré des différences comparables selon les sites bien que les facteurs de condition ne soient statistiquement différents (OHT, 1997). Le manque d'accroissement de la performance des poissons, à mesure que l'on s'éloigne vers l'aval de ce milieu, pourrait suggérer que la distance entre les sites n'était pas assez grande pour répondre à l'hypothèse du continuum des rivières.

On a constaté que la compétition était accrue à Thunderhouse Falls avec les jeunes esturgeons de lac, le grand nombre d'esturgeons juvéniles se battant pour des ressources alimentaires avec les meuniers noirs présent dans ce milieu (voir le chapitre 7). Nous avons présumé que les niveaux de performance aux sites amont refléteraient la performance réelle dans un affluent non exploité de la rivière Moose, sur le Bouclier précambrien. Cela est en effet étayé par l'absence de différences entre les sites de références amont constatée en 1994.

6.2 Analyse de la variabilité dans les réponses des sites de référence

La variabilité a été examinée au niveau des saisons et d'une année à l'autre, pour les meuniers noirs prélevés sur les sites de référence.

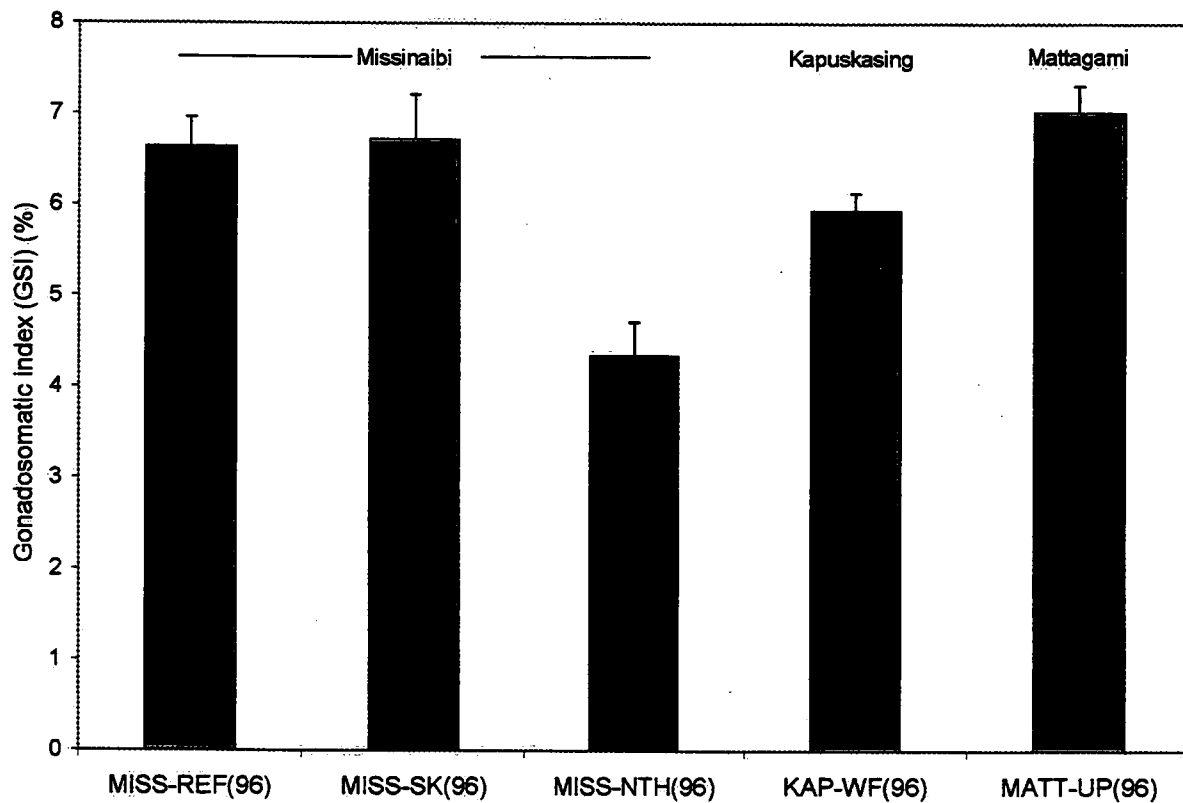


Figure 6-7 : Taille des gonades exprimée comme indice gonadosomatique (IGS) chez les meuniers noirs mâles prélevés dans les sites de référence des rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami en 1996. REF = référence ; SK = Skunk Island ; NTH = Thunderhouse Falls ; WF = Woman Falls ; UP =amont

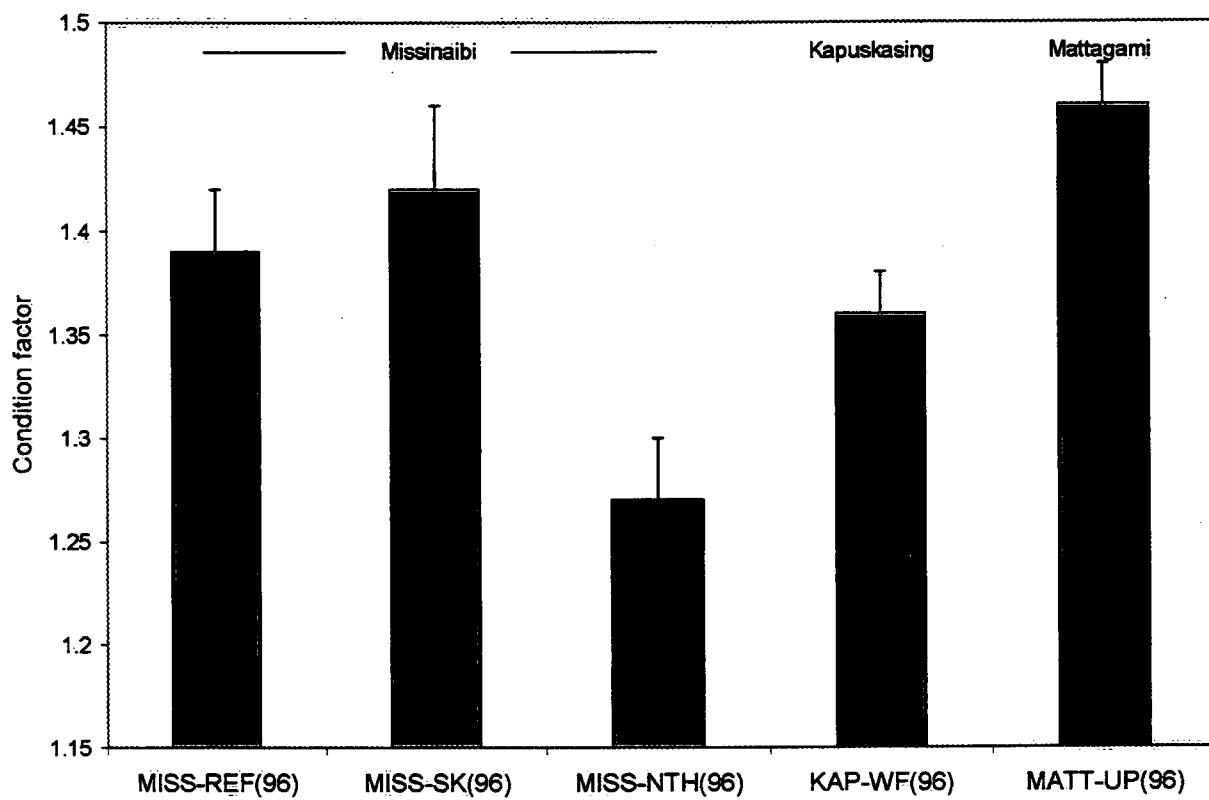


Figure 6-8 : Coefficient de condition (k) des meuniers noirs mâles prélevés dans les sites de référence des rivières Missinaibi, Kapuskasing et Mattagami en 1996. REF = référence ; SK = Skunk Island ; NTH = Thunderhouse Falls ; WF = Woman Falls ; UP =amont

6.2.1 Examen de la variabilité saisonnière dans les réponses des sites de référence

Un des objectifs originaux du projet de la rivière Moose était de comparer les réponses des poissons aux agents stressants, au printemps et en automne. Il est tentant d'échantillonner les espèces qui se rassemblent durant la période de frai. L'un des principaux inconvénients de cette méthode est que l'origine des poissons est souvent douteuse. En effet, les poissons peuvent migrer sur de longues distances. Surtout en période de frai. Il n'est donc pas judicieux de supposer que les poissons rassemblés pour le frai soient représentatifs de l'écomilieu local.

Toute différence de caractéristiques entre les poissons prélevés au printemps et ceux prélevés en automne va dépendre de leur mobilité et du nombre de peuplements ou groupes différents qui vont participer à la montaison. Dans certains cas, on peut se servir de traceurs chimiques et biochimiques de l'exposition (aux agents stressants) pour séparer des poissons résidents des poissons non résidents, mais ces traceurs sont souvent transitoires ou bien ils ne rendent compte que de l'exposition récente. Les meilleurs indicateurs d'un mélange possible des populations différentes devraient être les caractéristiques des poissons eux-mêmes. Si les poissons prélevés avant le frai présentent des caractéristiques de croissance et de taille semblables à celles des poissons résidents prélevés l'automne dans même la région, on peut supposer que les poissons qui prennent part à la montaison sont principalement des poissons résidents.

La prédiction était que les poissons prélevés en automne et au printemps devaient avoir certaines caractéristiques comparables sur les sites de la rivière Moose vu qu'il existait des obstacles naturels et créés par l'homme entre ces sites. Les prélèvements de poissons ont été réalisés à l'aide de filets maillants qui retiennent uniquement les poissons de taille spécifique choisie. Si les poissons arrivaient d'un site aval dans la zone au moment du frai, la répartition de la taille, le taux de croissance, la longueur moyenne des poissons, etc., étaient modifiés (à moins que l'habitat en aval ne soit identique à l'habitat local). Des prélèvements ont été réalisés au printemps (avant le frai) en 1994 et 1995, à l'aide de filets-pièges. La répartition de la taille des poissons recueillis au printemps et en automne est quasiment identique, malgré la différence des types de filets (maillant et piège). Les prélèvements de printemps ont donné quelques poissons plus petits et quelques poissons plus grands qui n'auraient pas été capturés dans les filets maillants utilisés en automne (figure 6-9).

On pourrait s'attendre à une telle similitude vu qu'il existe des obstacles en amont et en aval qui limitent le mélange des poissons. Dans les situations où le mode de résidence est plus douteux, il est recommandé de réaliser les prélèvements pendant la période de plus faible mobilité (Environnement Canada, 1997, 2000). Pour les espèces d'eau douce qui fraient au printemps, cette période est à l'automne. En cette période en effet, le développement des gonades a progressé en vue de l'année suivante, les poissons sont probablement résidents depuis un certain temps depuis le retour du frai, et ils n'ont pas encore commencé à se déplacer vers les régions d'hivernation. Une certaine connaissance de la biologie des

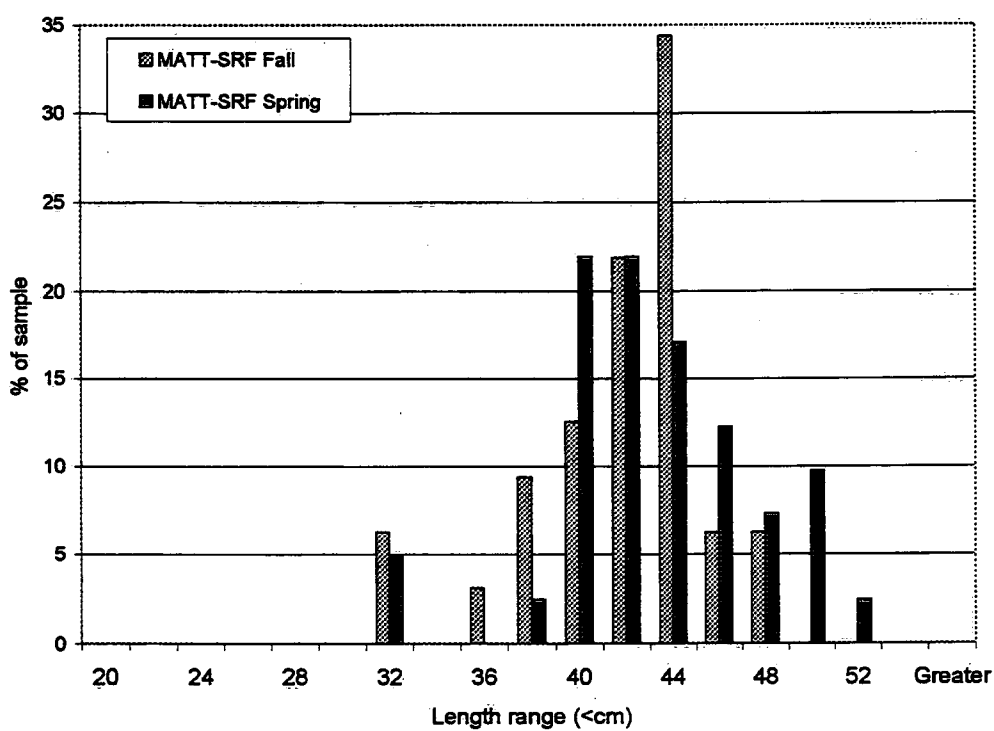
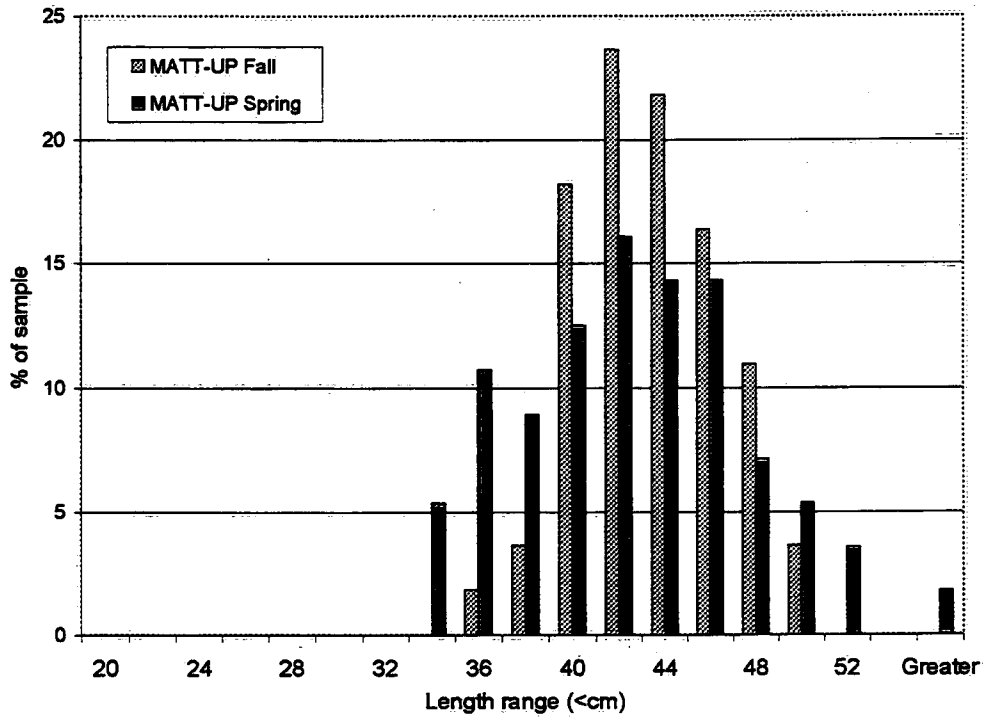


Figure 6-9 : Distribution de la taille des meuniers noirs femelles prélevés (A) en amont (UP) et (B) en aval de Smooth Rock Falls (SRF) de l'usine de papier sur la rivière Mattagami au printemps et à l'automne (données combinés de 1994 et 1995)

différentes espèces est indispensable pour choisir la période de prélèvement. Par exemple, des prélèvements récents de chabots visqueux (*Cottus cognatus*) dans la rivière Saint John ont démontré qu'un important développement des gonades ne se produit chez ces espèces que vers la fin novembre (Munkittrick et Gray, données non publiées).

Comme nous avons prélevé des poissons durant l'automne et le printemps, nous avons pu comparer les réponses observées. Par exemple, des mesures de fécondité du meunier noir recueillis dans la rivière Mattagami en amont et en aval des rejets de l'usine de papier durant la période de 1994 à 1998, ont démontré des différences de sites comparables, que les poissons soient prélevés au printemps (période de frayage) ou à l'automne durant la période de recrudescence du développement des gonades (figure 6-10). Bien sûr, les mesures de paramètres comme le poids des gonades, les niveaux lipidiques et la taille du foie varient selon la saison.

Dans le nord de l'Ontario, les prélèvements du printemps sont soumis à plusieurs facteurs de risque comme le ruissellement accru par suite de la fonte des neiges, et l'accès à un réseau hydrographique isolé comme le bassin versant de la rivière Moose peut se révéler très difficile. Il est également parfois très ardu d'identifier les endroits spécifiques du frai sur certains sites, et comme le frai survient souvent pendant de très courtes périodes, le prélèvement dans plusieurs endroits durant une période particulière d'échantillonnage peut s'avérer difficile. Pour ces raisons, la plupart des récoltes de poissons ont été réalisées en automne. Les comparaisons, à partir de cette période, ont surtout porté sur la variabilité annuelle en automne dans les sites de l'étude.

6.2.2 Examen de la variabilité annuelle dans les réponses des sites de référence

Des études antérieures réalisées dans la Baie des brochets (Jackfish Bay, lac Supérieur) avaient montré des données très cohérentes d'une année à l'autre dans les prélèvements de meuniers noirs au moyen de filets maillants en automne (Munkittrick *et al.*, 1999). Les données du bassin versant de la rivière Moose ont été analysées en vue de déterminer la cohérence des différences entre les sites au cours de plusieurs années, et afin d'examiner la cohérence des données prélevées dans un site. Les données obtenues par les capteurs de température installés sur le site ont également été examinées pour vérifier si les différences annuelles de température pouvaient expliquer en partie la variabilité inter-annuelle éventuellement présente.

6.2.2.1 Variabilité inter-annuelle dans un site

L'ensemble de données le plus complet est celui des sites sur la rivière Mattagami en amont et en aval des chutes Smooth Rock Falls. Ces sites ont été échantillonnés en 1991, puis de 1993 à 1998. On trouve des différences évidentes entre les années dans les caractéristiques brutes des poissons prélevés (tableau 6-4). Les indicateurs importants sont ceux qui touchent la répartition des âges (âge moyen, dans ce cas), l'absorption d'énergie (taux de croissance, taille des gonades) et la réserve d'énergie (coefficient de condition, K). Les taux

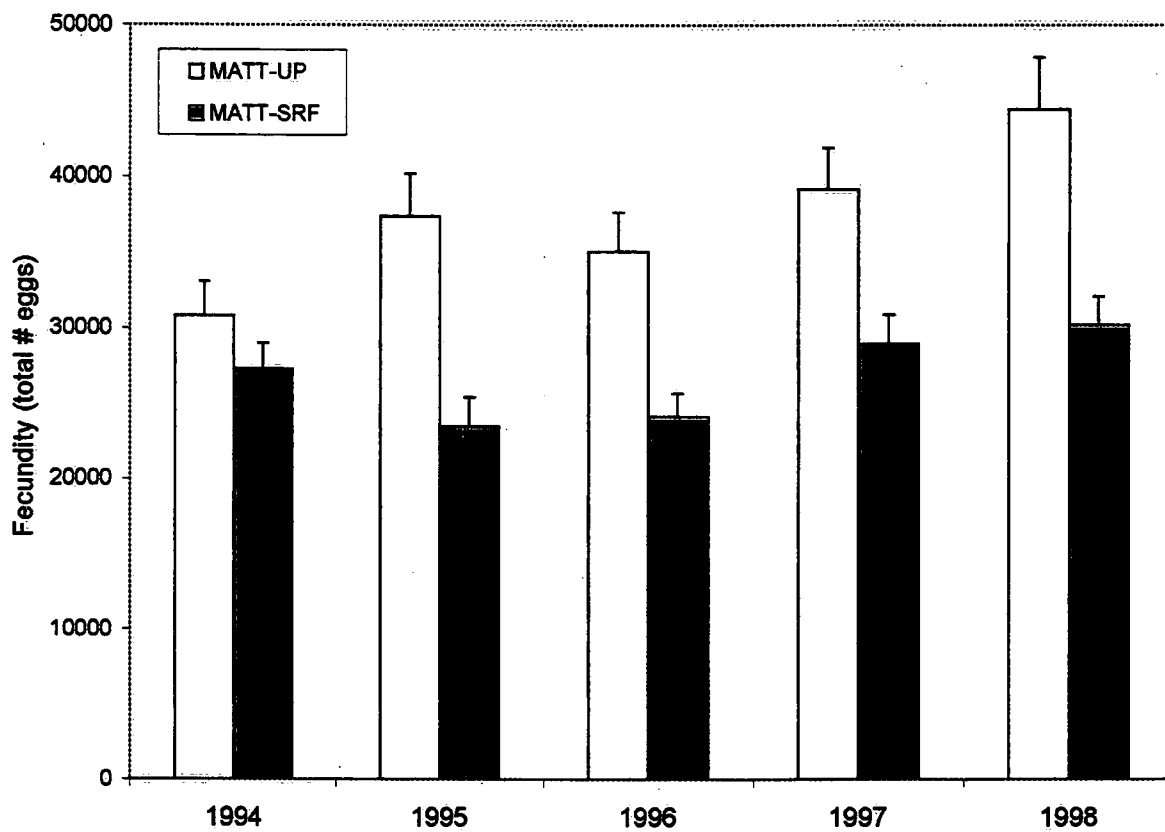


Figure 6-10 : Valeurs comparatives de la fécondité (nombre total d'oeufs) en amont (UP) et en aval de Smooth Rock Falls (SRF) pendant les prélèvements au printemps (1994, 1995) et en automne (1996, 1997, 1998)

de croissance (calculés par la longueur selon l'âge) sont très ressemblants, d'une année à l'autre, pour les mâles (figure 6-11) comme pour les femelles (figure 6-12). Le rapport entre la taille des gonades et le poids de la carcasse (figure 6-13), et la condition des poissons (figure 6-14), s'est lui aussi avéré très semblable d'une année à l'autre.

Tableau 6-4

Longueur, poids, âge, facteur de condition (K), ISH (indice somatique hépatique) et IGS (indice gonadosomatique) des meuniers noirs femelles prélevés en automne en amont de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami, de 1993 à 1998 [moyenne \pm ÉT (n)]

Année	Longueur	Poids	Âge	K	ISH	IGS
1993	40,8 \pm 0,62 (21)	1013,2 \pm 49,7 (21)	—	1,47 \pm 0,01 (21)	1,36 \pm 0,05 (21)	5,17 \pm 0,21 (21)
1994	42,4 \pm 0,94 (21)	1154,0 \pm 73,6 (12)	8,75 \pm 0,85 (12)	1,50 \pm 0,02 (12)	1,45 \pm 0,05 (12)	6,05 \pm 0,13 (12)
1995	42,7 \pm 0,47 (21)	1154,8 \pm 38,9 (43)	10,48 \pm 0,60 (25)	1,47 \pm 0,01 (43)	1,36 \pm 0,04 (25)	5,53 \pm 0,15 (25)
1996	41,7 \pm 0,58 (21)	1074,2 \pm 46,0 (22)	—	1,46 \pm 0,02 (22)	1,22 \pm 0,03 (22)	5,48 \pm 0,14 (22)
1997	43,0 \pm 0,74 (21)	1198,6 \pm 60,5 (21)	10,48 \pm 0,68 (21)	1,49 \pm 0,02 (21)	1,42 \pm 0,05 (21)	5,72 \pm 0,24 (21)
1998	43,9 \pm 0,68 (21)	1283,3 \pm 64,2 (20)	—	1,50 \pm 0,03 (20)	1,29 \pm 0,05 (20)	5,41 \pm 0,25 (20)

Les caractéristiques ont également été comparées afin d'examiner l'ampleur de la variabilité entre les années. Pour les meuniers noirs femelles, la variabilité d'une année à l'autre était toujours inférieure à 20 % (tableau 6-5), alors que la variabilité pour les mâles n'a dépassé les 20 % que pour le poids des gonades en 1998 (tableau 6-6). Les différences d'une année à l'autre n'étaient pas cohérentes : aucun site spécifique ne fluctuait assez largement dans ces intervalles de temps.

Tableau 6-5

Pourcentage de différence d'une année à l'autre, au niveau de l'âge, de la grandeur, du coefficient K et du poids des gonades, chez les meuniers noirs femelles en amont de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami (relativement aux mesures de l'année précédente, ou relative à la plus grande différence observée)

Année	Âge ¹	Grandeur (poids)	Coefficient de condition (K)	Poids des gonades	Poids du foie
1994	—	+14	+2	+17	+6
1995	+19,7	0	-2	-9	-6
1996		-7	-1	-1	-11
1997	0	+12	+2	+4	+16
1998		+7	+1	-6	+11
Maximum	+19,7	+26,6	+3	+11,8	+18,9

¹ par rapport à 1994, ou la dernière année où les données ont été compilées (les données de 1993 sur l'âge n'ont pas été complétées)

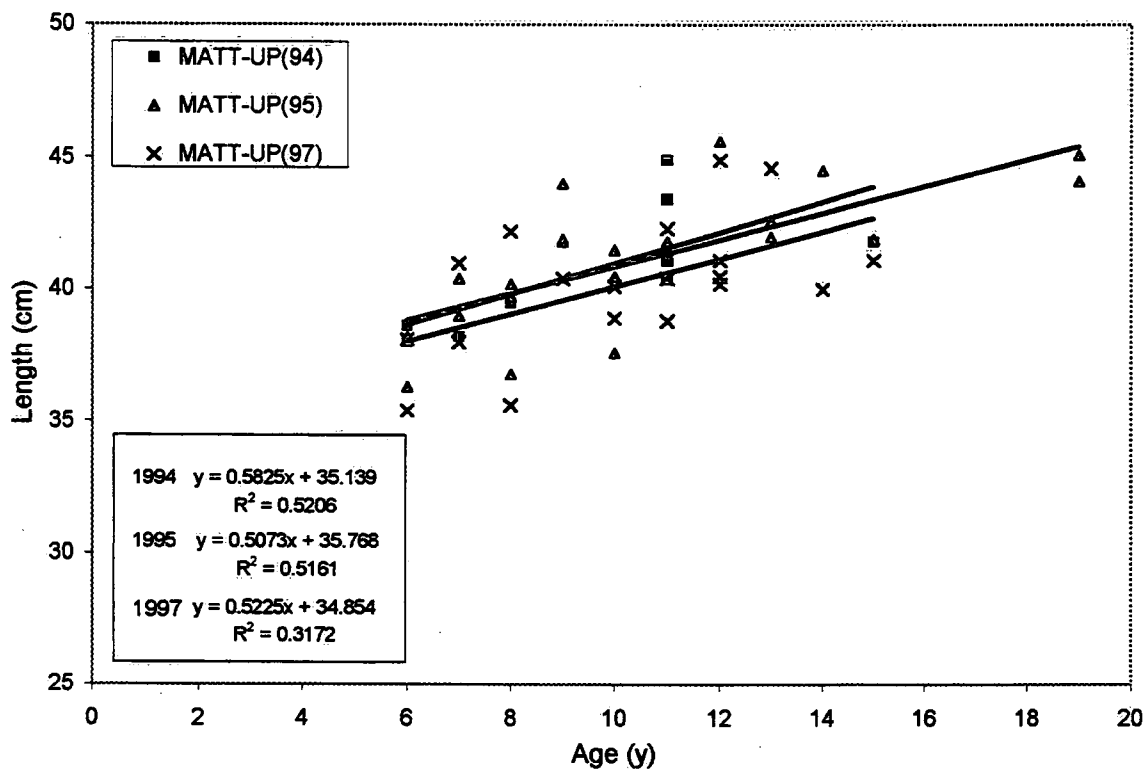


Figure 6-11 : Graphique de la longueur selon l'âge des meuniers noirs mâles prélevés dans le site de référence en amont (UP) de la rivière Mattagami, de 1994 à 1997

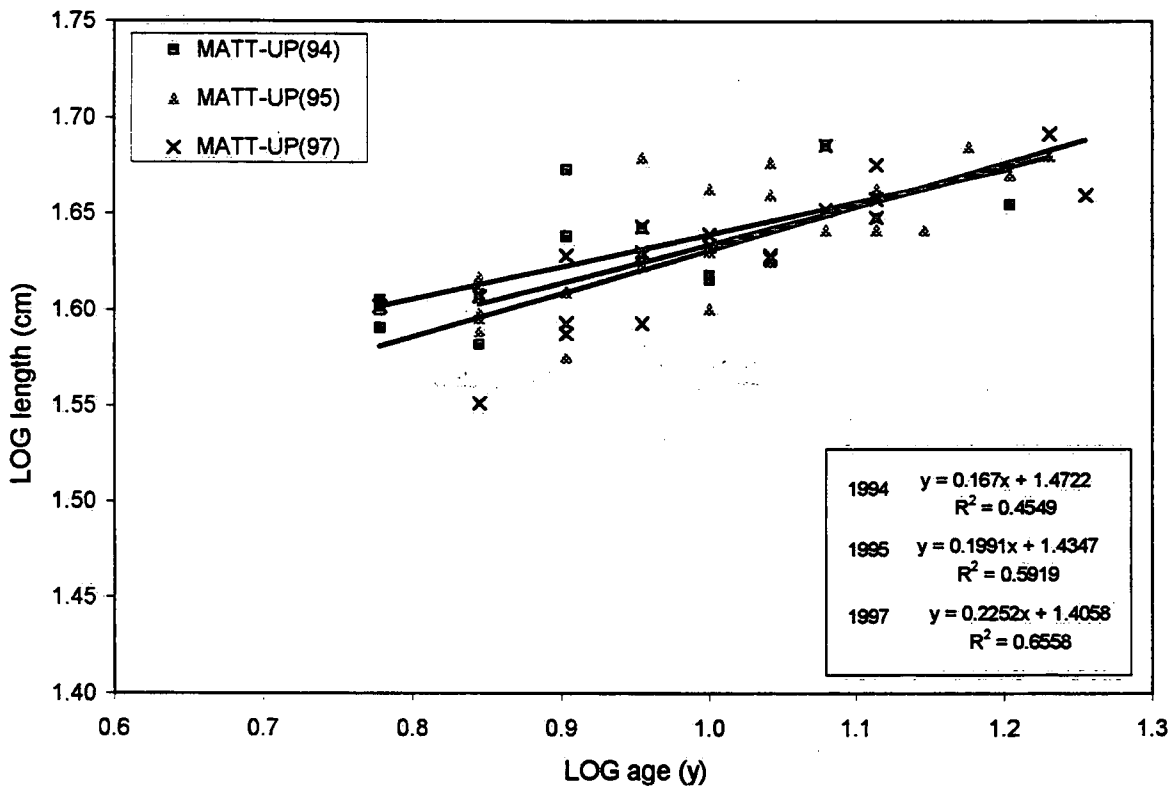


Figure 6-12 : Graphique de la longueur selon l'âge des meuniers noirs femelles prélevés dans le site de référence en amont (UP) de la rivière Mattagami, de 1994 à 1997

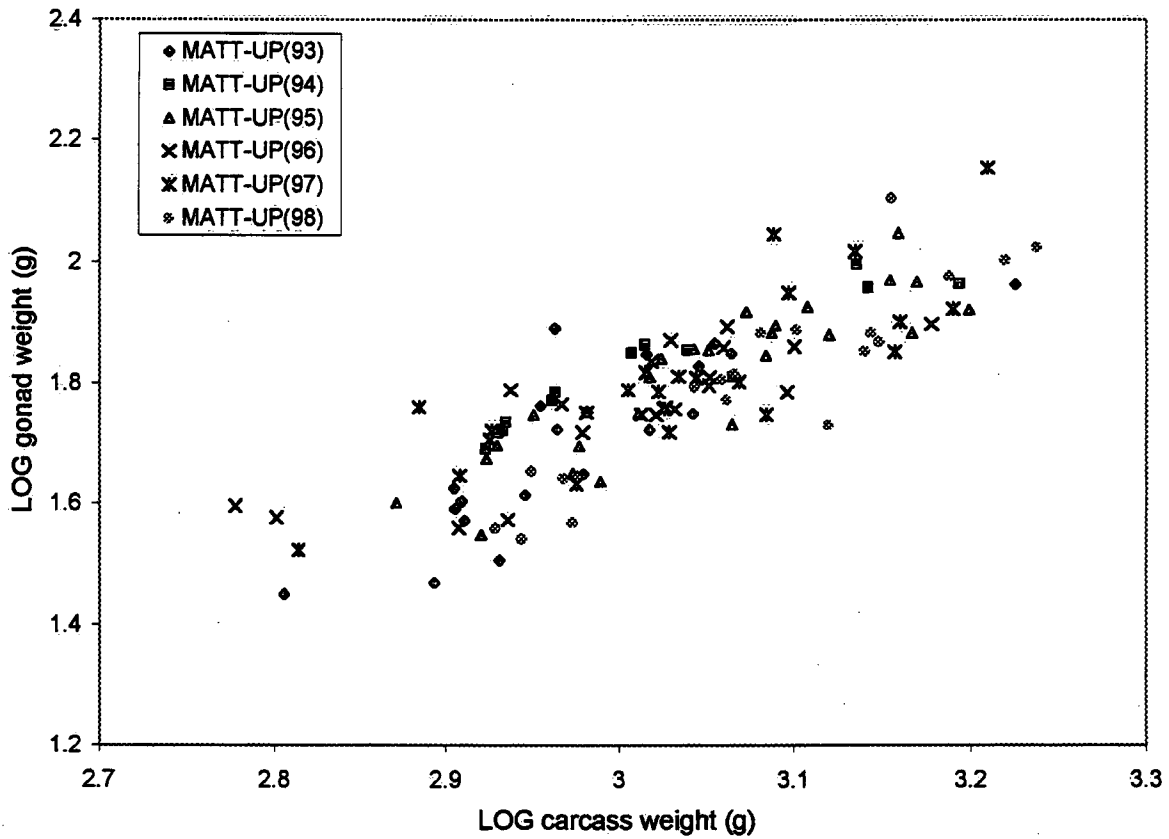


Figure 6-13 : Poids des gonades (g) par rapport au poids de la carcasse (g) pour les meuniers noirs femelles du site de la rivière Mattagami en amont (UP) de Smooth Rock Falls

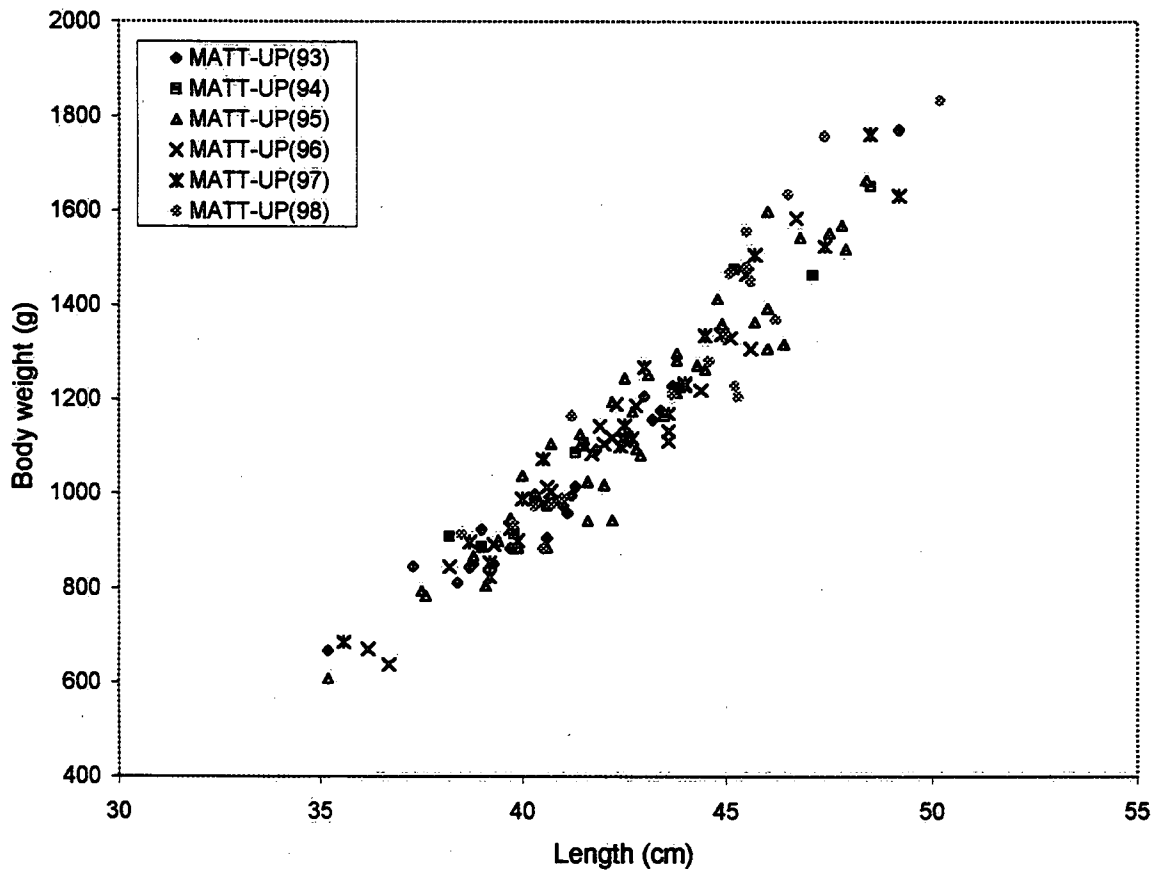


Figure 6-14 : Rapports entre la longueur et le poids total du corps (condition des poissons) des poissons prélevés dans la rivière Mattagami, en amont (UP) de Smooth Rock Falls, de 1993 à 1998

Bien que l'on trouve des ressemblances évidentes entre les sexes, en termes de direction et d'ampleur des différences de réponse d'une année à l'autre, la concordance n'est pas complète. Nous étions également intéressés à vérifier si d'autres sites de référence montraient une variabilité comparable, d'une année à l'autre, des mesures de performance. Ces sites ont effectivement montré une variabilité comparable d'une année à l'autre (tableau 6-7), mais l'ampleur du changement pouvait atteindre jusqu'à 30 % (des périodes de forte variabilité étaient parfois associées lorsque l'on comparait les valeurs à deux ans d'intervalle). Mais de telles différences n'étaient pas cohérentes dans les années subséquentes.

Tableau 6-6

Pourcentage de différence d'une année à l'autre, au niveau de l'âge, de la grandeur, du coefficient K et du poids des gonades, des meuniers noirs mâles en amont de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami (relativement aux mesures de l'année précédente, ou relative à la plus grande différence observée)

Année	Âge ¹	Grandeur (poids)	Coefficient de condition (K)	Poids des gonades	Poids du foie
1994	—	+5	+1	-2	-5
1995	+14	+5	-2	+3	-5
1996		-20	-2	-9	-8
1997	-5	+13	0	-10	+13
1998		+11	+9	+26	+14
Maximum	+14	+24,6	+9	+26	+29,5

¹ par rapport à la dernière année où les données ont été compilées

Tableau 6-7

Pourcentage de différence d'une année à l'autre, pour les autres sites de référence, en ce qui concerne les meuniers noirs femelles (par rapport aux mesures de l'année précédente, ou par rapport à la différence la plus grande observée), en fonction du changement moyen dans les paramètres constatés sur la rivière Mattagami en amont de Smooth Rock Falls

Rivière/site	Année	Grandeur (poids)	Coefficient de condition (K)	Poids des gonades	Poids du foie	Changement moyen dans SRF
Missinaibi	1996 ^b	- 12	- 8	- 37	- 31	- 9 ^b
Kapusksing - WF	1995	- 16	- 4	- 15	+ 2	+ 10
	1996	- 16	- 4	- 12	- 11	- 4
Groundhog - FB	1993 ^b	+ 13	+ 3	- 5	- 2	—
	1994	- 30	- 10	- 8	- 13	- 5
	1995		+ 7	+ 9	+ 31	+ 8
	1997 ^b	+ 12	+ 2	+ 4	- 31	+ 16
Mattagami - CyF	1997	+ 7	+ 1	- 6	- 15	+ 16

^a WF = Woman Falls; FB - Highway 11/ Fauquier Bridge; CyF = Cyprus Falls.

^b par rapport à la dernière année où les données ont été compilées (1994)

Au cours des recherches sur le bassin versant de la rivière Moose, plusieurs sites de référence avaient été échantillonnés durant quelques années. Bien que les caractéristiques ne changent que légèrement d'une année à l'autre, il est important de savoir si la modification des caractéristiques est cohérente d'un site à l'autre : *par ex.*, si les poissons du site en amont de la rivière Mattagami ont connu une année de performance médiocre, est-ce que la même chose s'est produite dans les autres sites de référence ? Pour les meuniers noirs femelles de Mattagami, 1994 et 1997 ont été des années plutôt bonnes au niveau de la condition, du poids des gonades et du poids du foie (par comparaison à 1993 et 1996, respectivement), tandis que 1995 s'est avérée une année relativement mauvaise. Ces résultats n'étaient pas du tout comparables à ceux des tous les autres sites de référence (tableau 6-7).

On peut conclure que, dans un site de référence donné :

- a) la variabilité d'une année à l'autre, pour le facteur de condition, a toujours été inférieure à 10 % (et d'ordinaire < 5 %) ;
- b) la variabilité d'une année à l'autre, pour les différences au niveau du poids et de la longueur, entre les années successives, a toujours été inférieure à 20 % ;
- c) pour les femelles, les différences dans le poids des gonades et du foie ont toujours été inférieures à 20 % ; dans une des dix comparaisons pour les mâles, la valeur était supérieure à 20 % ;
- d) les sexes n'ont pas répondu de la même manière d'une année à l'autre ;
- e) des différences extrêmes (> 20 %) n'ont pas été constatées au cours des vérifications de suivi et des tests de confirmation.

6.2.2.2 Variabilité inter-annuelle dans les différences entre les sites

Bien que l'on ait eu la confirmation que la performance des poissons durant 1994 était identique parmi plusieurs sites de référence, on ne savait pas si cette tendance serait cohérente d'année en année, c'est-à-dire si les différences parmi les sites changeraient (ou non) dans le temps. De telles informations nous permettraient de déterminer si une seule année de données s'avère suffisante pour quantifier de façon précise la variabilité des sites de référence, ou si une variabilité annuelle substantielle serait telle qu'aucune année ne pourrait représenter avec précision une autre année.

Les analyses incluaient des données sur les poissons du site Woman Falls en amont de la rivière Kapuskasing et du site en amont de la rivière Mattagami. Les deux sites ont été échantillonnés en 1994, 1995 et 1996. Pour les résultats, nous avons utilisé l'analyse de la variance double (à deux facteurs) pour l'âge, et l'analyse de la covariance (pour les autres paramètres), les facteurs employés étant l'année (3 années, 1994, 1995 et 1996) et le site (2 sites, Kapuskasing et Mattagami). Dans le cas des paramètres estimés à l'aide de l'analyse de la covariance, la première étape des analyses consistait à tester les différences dans les pentes des lignes de régression produites pour chaque combinaison

site-année. Les résultats de ces analyses ont montré que les pentes représentant la condition, le poids des gonades, le poids du foie et la grandeur selon l'âge, étaient identiques pour les combinaisons site-année (*i.e.*, $p > 0,01$ tel que recommandé par Winer, 1971).

La deuxième étape de l'analyse visait à vérifier si l'ampleur des différences dans la performance des poissons entre les sites était *cohérente* d'une année à l'autre (et vice-versa), *i.e.*, s'il y avait une interaction importante entre le site et l'année. Les résultats de ces analyses sont présentés aux tableaux 6-8 et 6-9. L'âge moyen et le poids du foie des meuniers noirs n'ont montré aucune interaction marquée ; cependant, on a trouvé des différences notables dans l'âge et le poids du foie entre les sites et dans le temps. La longueur selon l'âge et le poids des gonades n'ont montré aucune interaction notable, ce qui laisse penser que toute différence constatée entre les sites et d'une année à l'autre n'était pas cohérente. Pour ce qui est de la longueur selon l'âge et du poids des gonades, la plus grande partie de l'incohérence dans la variabilité semble associée à la performance des poissons décrite en 1996 (tableau 6-10). La variance d'interaction pour le coefficient de condition était marginale et donc difficile à interpréter. Même des analyses plus poussées n'ont montré aucune différence notable, spatiale ou temporelle, dans le coefficient de condition.

Les résultats de ces analyses montrent une variabilité spatiale considérable dans la performance des poissons. Cela va à l'encontre des simples analyses spatiales précédentes portant sur les données de 1994. L'incohérence des résultats est probablement provoquée par l'omission de la rivière Missinaibi dans la comparaison (échantillonnée à des périodes différentes) et par la prise en compte d'un effet temporel dans les analyses. Toutefois, elle laisse prévoir une éventuelle instabilité des résultats en raison de l'ajout ou du retrait d'un site dans l'analyse.

Les résultats de ces analyses suggèrent que :

- les descripteurs de la performance des poissons ne montrent pas tous le même niveau de variabilité spatiale et/ou temporelle ;
- la performance des poissons des sites de référence était très différente entre les rivières Kapuskasing et Mattagami, et de 1994 à 1996 ;
- pour certains paramètres, les différences spatiales constatées n'étaient pas cohérentes dans le temps, et les différences temporelles n'étaient pas cohérentes entre les sites.

Bien qu'une variabilité *statistiquement significative* dans la performance des poissons existe entre les sites et d'une année à l'autre, une question demeure toujours : ces différences ont-elles une importance au plan écologique ? Malheureusement, une "effet quantifiable" écologique est difficile à définir et les informations à ce sujet sont très rares dans la littérature spécialisée. Récemment, les responsables du Programme canadien de suivi des effets sur l'environnement de l'industrie des pâtes et papiers

Tableau 6-8

Probabilités (p) des effets et interactions majeurs dans les analyses de variance double (âge) et de covariance (autres paramètres) pour l'évaluation de la variabilité spatiale et temporelle dans les paramètres de réponse des meuniers noirs femelles prélevés dans les sites de référence des rivières Kapuskasing et Mattagami, de 1994 à 1996 (* indique une signification statistique à $\alpha = 0,05$)

Paramètres	Effets majeurs		Interaction (année x site)
	Année	Site	
Âge	0,007*	0,01*	0,49
Longueur selon l'âge	< 0,001*	< 0,001*	0,004*
Condition	0,23	0,20	0,11
Poids des gonades	< 0,001*	0,01*	0,04*
Poids du foie	< 0,001*	0,03*	0,50

Tableau 6-9

Changement dans la grandeur de la différence (en pour cent) d'une année à l'autre (1994 vs. 1995, 1995 vs. 1996) à chaque site, et entre sites pour chaque année

Paramètre	Site	% de différence entre les années consécutives		
		1994	1995	1996
Âge	Kapuskasing	—	+14,0	- 9,22
	Mattagami	—	+20,5	- 4,14
	Entre sites	+14,8	+21,4	+6,38
Longueur selon l'âge	Kapuskasing	—	- 6,17	- 2,34
	Mattagami	—	- 2,45	- 0,78
	Entre sites	+1,43	+5,46	+9,82
Coefficient de condition	Kapuskasing	—	+4,16	- 3,99
	Mattagami	—	+6,08	- 0,77
	Entre sites	+0,93	+2,80	+6,24
Poids des gonades	Kapuskasing	—	- 20,1	- 9,55
	Mattagami	—	- 17,6	- 1,33
	Entre sites	+3,13	+4,67	+17,1
Poids du foie	Kapuskasing	—	- 8,51	- 5,29
	Mattagami	—	- 13,4	- 9,98
	Entre sites	+13,2	+7,14	+3,43

proposaient un effet quantifiable de 25 % (gamme de 20 à 30 %) dans le poids des gonades (par rapport au poids total du corps) entre les poissons des sites de référence et ceux des sites exposés aux agents stressants (dans les études relatives aux usines de pâtes et papiers, on juge le poids des gonades comme une variable importante et sensible dans l'historique de la vie des poissons) (Environnement Canada, 1997a). Certaines des différences observées se rapprochent de ce critère, mais de telles différences se maintiennent pendant plusieurs années consécutives. Il est primordial de confirmer toutes les différences qui sont constatées.

Étant donné la similitude des caractéristiques de l'habitat parmi les sites de référence, il n'y avait rien d'étonnant à constater une similitude dans la performance des poissons parmi les populations de référence des meuniers noirs documentées en 1994. Toutefois, lorsque les comparaisons ont été élargies dans le temps, il était clair que le résultat de l'analyse spatiale initiale ne se répétait pas dans les autres années, et la grandeur du changement entre les sites de référence d'une année à la suivante n'était pas cohérente. De même, la grandeur du changement constaté d'une année à l'autre n'était pas cohérente pour chaque site.

L'interaction observée entre le temps et l'espace pour les paramètres comme la longueur selon l'âge et le poids des gonades laisse penser qu'il est impossible de quantifier avec précision la variabilité des sites de référence au cours d'une seule année. Ainsi, si l'on compare les sites de référence aux sites exposés à des agents stressants, il pourrait s'avérer nécessaire d'évaluer les effets obtenus sur plusieurs années en raison de la différence temporelle dans les réponses (c.-à-d. que le degré de variabilité de référence observé au cours d'une année donnée pourrait influencer l'identification des effets). Par ailleurs, l'interaction et la variabilité spatiale constatées montrent l'importance de choisir un site de référence approprié pour les comparaisons entre sites de référence et sites exposés plutôt que de supposer une similitude parmi les cours d'eau de référence.

Il est évident que les comparaisons doivent être faites soigneusement, et sur plusieurs années, et que les différences doivent être confirmées au moyen de prélèvements ultérieurs. Nous voulions vérifier également si les différences de température de l'eau entre les sites pouvaient constituer un facteur de variabilité d'une année à l'autre, ou d'un site à l'autre.

6.2.3 *Rôle possible des différences de température pour expliquer en partie la variabilité annuelle observée aux sites de référence*

Des enregistreurs de température ont été installés dans tous les sites, mais ils n'ont pas fonctionné de façon continue en raison de plusieurs facteurs dont : décharge des piles, pertes d'enregistreurs ou enregistreurs défectueux. Les ensembles de données les plus complets sont ceux obtenus pour la rivière Mattagami en aval des chutes Smooth Rock Falls : les températures ont été enregistrées entre octobre 1995 et 1999 (figure 6-15).

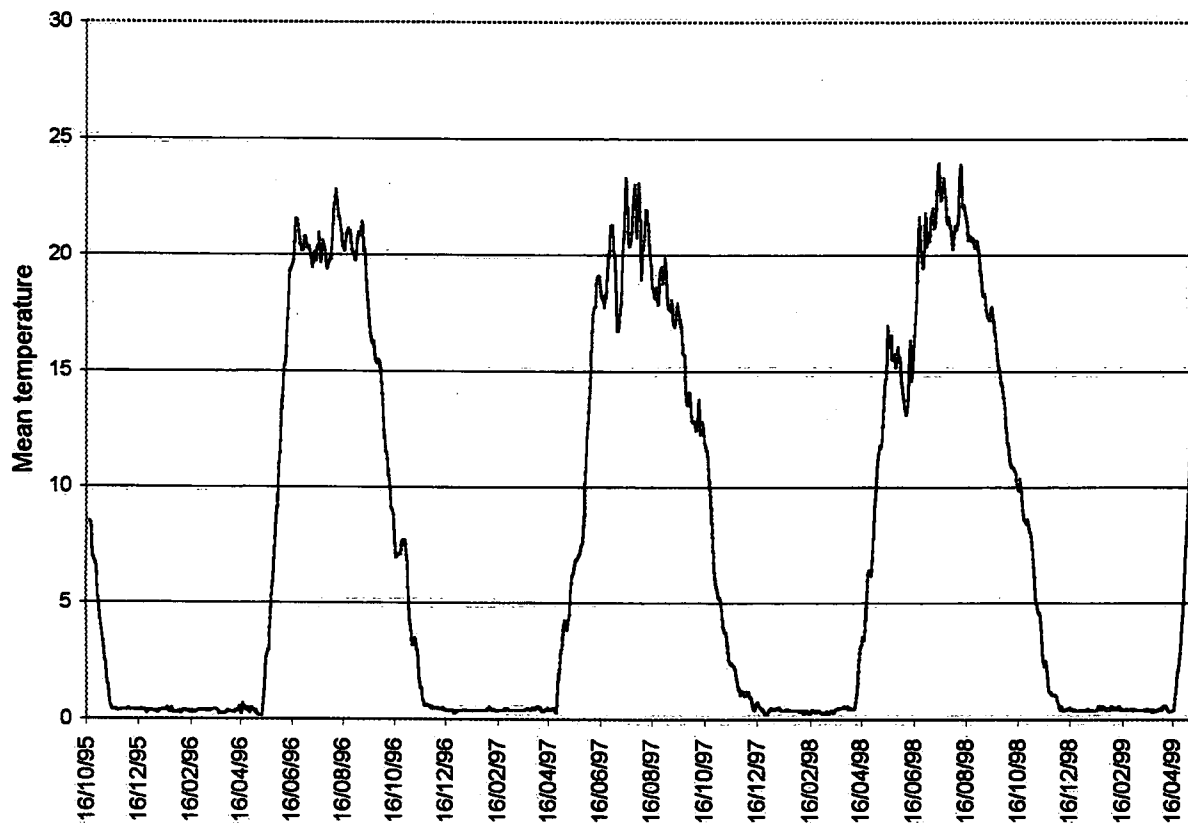


Figure 6-15 : Température quotidienne moyenne de l'eau d'un site en aval du barrage à Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami, de 1995 à 1999

Mais les courbes sont un peu incohérentes, l'automne de 1997 montrant une période chaude et le printemps 1998 montrant une période froide.

Les données brutes téléchargées par les sondes de température contenaient plusieurs erreurs qui étaient imputables soit aux données des températures de l'air enregistrées durant le transport jusqu'au site, durant l'intervalle où la sonde a été retirée de l'eau pour télécharger les données, soit encore durant des périodes de trop bas niveaux d'eau, ce qui a exposé les enregistreurs à l'air. D'autres données ont été perdues à cause d'une décharge des piles, d'une perte de sonde en raison de la débâcle (dégel et inondation) ou encore du fort ruissellement de printemps.

À quelques exceptions près, les températures de l'eau étaient cohérentes dans chaque rivière en termes de fluctuations et de rythme du débit (figure 6-16). On a trouvé une bonne concordance entre les sites sur une même rivière, aux dates où ont été atteintes des températures repères choisies (par ex., au printemps ou en automne, le jour le plus chaud, etc.), sauf en cas de présence d'un barrage hydroélectrique et de sa centrale de pointe, ou d'évacuation d'eau. Lorsque plusieurs enregistreurs fonctionnaient, il était possible de reconstituer le profil des températures des jours sans données.

Dans le cas du site en aval des chutes Smooth Rock Falls, les unités de température quotidienne relatives (UTQ) ($UTQ = \text{somme des températures moyennes}$) ont été calculées pour les journées où les températures moyennes de l'eau dépassaient $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ (afin d'éliminer les températures hivernales), $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ (afin de comparer la durée approximative disponible pour la croissance des meuniers noirs), et $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ (afin d'obtenir une impression relative de la longueur de la période de chaleur pendant l'été).

Les courbes varient selon l'indicateur utilisé ; pour des unités de température quotidienne inférieures à $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($UTQ > 1$), l'année 1998 a été l'année la plus chaude ; mais pour les températures d'automne, elle a été l'année la plus froide. Pour ce qui est des températures estivales chaudes, avec des unités de température quotidienne supérieures à $20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ($UTQ > 20$), l'année 1997 a été la plus froide (tableau 6-10).

Les données collectées dans tous les sites ont été examinées de différentes manières pour en extraire les différences ; pour cela, on s'est servi des enregistrements de :

- a) la date à laquelle la température :
 - a dépassé $1\text{ }^{\circ}\text{C}$ pour la première fois (printemps)
 - a atteint $10\text{ }^{\circ}\text{C}$ (printemps)
 - est tombée pour la première fois sous $8\text{ }^{\circ}\text{C}$ (automne)
 - a atteint un minimum en automne
- b) température moyenne en juillet-août
- c) température maximale en été

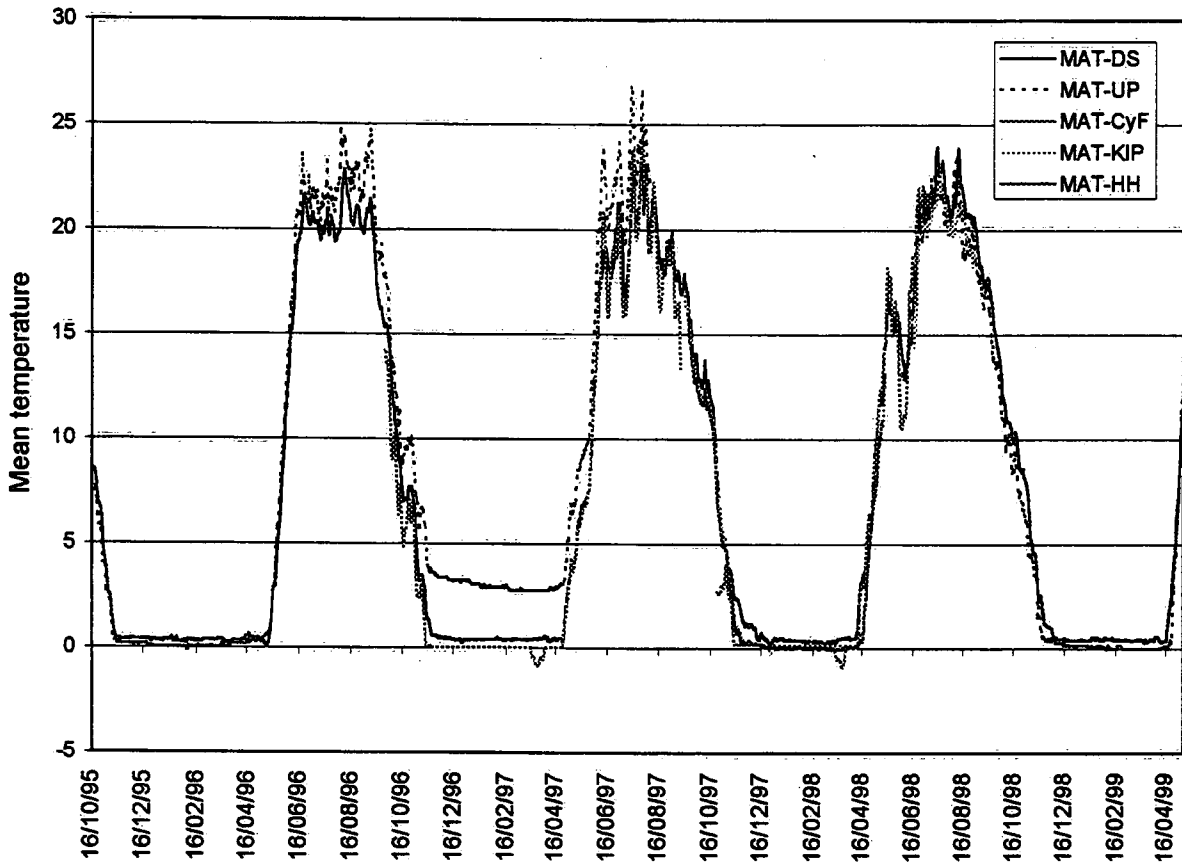


Figure 6-16 : Comparaison des températures enregistrées par cinq sondes situées dans la rivière Mattagami, en fonction du site aval à Smooth Rock Falls

- d) différence quotidienne moyenne entre le maximum et le minimum (juillet-août)
- e) nombre de jours où la température a atteint :
- > 1 °C
 - > 8 °C
 - > 20 °C
 - > 24 °C
- f) et date à laquelle les unités de température quotidienne (UTQ) ont atteint :
- > 1 °C
 - > 8 °C
 - > 20 °C
 - UTQ du 21 juin au 30 septembre (période approximative du prélèvement d'automne)

Tableau 6-10
Unités de température quotidienne relatives (UTQ) pour la rivière Mattagami en aval de Smooth Rock Falls, comparant les profils de 1996 à 1998

Année	UTQ>1	UTQ>8	UTQ>20	Automne
1996	2783	2557	1394	2016
1997	2913	2631	790	1936
1998	3281	3096	1465	2044

Ces données sont résumées aux tableaux 6-11, 6-12 et 6-13 ; les trous dans les données représentent les périodes où les sondes de température ou bien n'étaient pas encore installées, ou bien ne fonctionnaient pas convenablement.

Afin de déterminer si des différences de températures entre les rivières ont eu d'éventuels impacts sur la performance des poissons, il a fallu essayer de normaliser les comparaisons. En raison du grand nombre de données manquantes, on a comparé les données des sites à celles obtenues pour le site en aval de Smooth Rock Falls, en termes de nombre relatifs d'UTQ (unités de température quotidienne) au-dessus de 1 °C, 8 °C et 20 °C.

Dans la figure 6-17 qui compare les températures entre les rivières, le site de Smooth Rock Falls en aval de la rivière Mattagami représente le site de base (100 %) : les autres sites qui sont plus grands sont donc plus chauds, et les plus petits sont donc plus froids que Smooth Rock Falls. Les rivières Missinaibi et Kapuskasing ne se réchauffent pas autant (UTQ>20 °C) que la rivière Mattagami, mais les retenues en amont de

**Tableau 6-11 : Données des températures pour les affluents ouest du bassin versant de la rivière Moose
(rivières Missinaibi, Kapuskasing et Groundhog)**

Rivière	Missinaibi		Kapuskasing			Groundhog	
Site ^a	MISSREF	MISSSK	KAPWF	KAPTB	KAPFF	GHCF	GHFB
Date >1°C	15/05/96		14/05/96	12/04/96			07/05/96
	29/04/97	29/04/97	26/04/97	01/04/97	29/04/97	28/04/97	28/04/97
	15/04/98	16/04/98	12/04/98		16/04/98	13/04/98	13/04/98
Date >10°C	31/05/96		01/06/96	01/06/96			21/04/99
	28/05/97	28/05/97	28/05/97		28/05/97	28/05/97	31/05/96
	01/05/98	03/05/98	02/05/98			03/05/98	28/05/97
Date <8°C (automne)				19/10/95			03/05/98
	07/10/96		09/10/96	11/10/96	10/10/96	11/10/96	04/05/99
	20/10/97	20/10/97	22/10/97			25/10/97	10/10/96
Date du mini- mum atteint (automne)			14/10/98				21/10/97
	05/11/95		09/11/95	11/11/95			14/10/98
	11/11/96	12/11/96	15/11/96	15/11/96	13/11/96	18/11/96 (0.24)	12/11/95
Température moyenne (juill. août)			19/11/98				19/11/96
	19.9 (96)		19.76 (96)	20.29 (96)	20.26 (96)		16/11/97
		19.64 (97)	20.09 (97)		19.72 (97)	20.63 (97)	20.41 (96)
Différence moyenne (juill. août)	2.57 (96)		1.02 (96)	21.64 (98)	0.91 (96)		21.80 (juill.98)
		1.73 (97)	1.13 (97)	0.87 (96)	1.36 (97)	1.80 (97)	0.96 (96)
				1.72 (98)			2.74 (juill.98)
Nbre de jours à >1°C	179 (96)		182 (96)	189 (96)			189 (96)
	196 (97)	196 (97)	201 (97)			203 (97)	
Nbre de jours à >8°C			219 (98)				217 (98)
	131 (96)		132 (96)	134 (96)			135 (96)
	147 (97)	147 (97)	151 (97)			152 (97)	
Nbrfe de jours à >20			170 (98)				173 (98)
			30 (96)	54 (96)			65 (96)
		32 (97)	38 (97)			43 (97)	68 (98)
Nbre de jours à >24°C	0 (96)		0 (96)	0 (96)			0 (96)
		2 (97)	0 (97)		1 (97)	5 (97)	?
^b UTQ >1°C			2572 (96)	2667 (96)			2698
UTQ >8°C		2684 (97)	2835 (97)			2916 (97)	
			2344 (96)	2435 (96)			2458
UTQ >20°C		2494 (97)	2606 (97)			2678	
			618 (96)	1128 (96)			1354
UTQ 21 juin - 30 sept.		635 (97)	828 (97)			945	
			1915 (96)	1982 (96)			1984 (96)
Moyenne maximum	23.22	1859 (97)	1915 (97)			1971 (97)	
	(06/08/96)	25.01	21.66	23.10	24.28	25.76	22.52
	22.38	(27/07/97)	(11/08/96)	(07/08/96)	(27/07/97)	(27/07/97)	(07/08/97)
Commentaires			23.20				
		(16/07/97)	(17/07/97)				
						6-30/8/97	6-30/8/97
						Moy. 19.58	Moy. 19.05
						Diff. 1.55	Diff. 1.18

^aMISS = rivière Missinaibi à Highway 11/Mattice (REF) et Skunk Island (SK) ; KAP = riv. Kapuskasing à Woman Falls (WF-UP2), Two Bridges (TB), et Freddy Flats (FF); GH = riv. Groundhog à Highway 11/ Fauquier Bridge(FB) et Carmichael Falls (CF).

^bUTQ - Unités de température quotidienne

Tableau 6-12 : Données des températures pour les sites de la rivière Mattagami

Site ^a	MATTUP	MATTSRF	MATTCyF	MATTKIP	MATTHH
Date > 1 °C	15/05/96 97 min 2,7	14/05/96 27/04/97 11/04/98	27/04/97 13/04/98	18/04/98	18/04/98
Date > 10 °C	29/05/96 25/05/97 05/05/99	30/05/96 29/05/97 03/05/98 05/05/99	28/05/97 04/05/98	08/05/98	07/05/98
Date < 8 °C (automne)	31/10/96 21/10/98	22/10/95 15/10/96 25/10/97 31/10/98	10/10/96 —	24/10/97	23/10/97
Date du minimum atteint (automne)	12/11/95 29/11/96 (3,37) 05/12/98	22/10/95 (0,25) 28/11/96 (0,35) 12/12/97 17/12/98	16/11/96 (0,03) 13/11/96 (0,03)	27/11/97 (0,03)	22/11/97 (0,02)
Temp. moyenne (juillet-août)	22,11 (96) 20,83 (98)	20,50 (96) 20,07 (97) 21,61 (98)	16,69 (97)		
Différence moy. (Juillet-août)	1,94 (96) 3,28 (98)	0,96 (96) 2,08 (97) 1,22 (98)	1,63 (97)		
Nbre jours à >1 °C	231 (96)	188 (96) 225 (97) 232 (98)	199 (97)		
Nbre jours à >8 °C	158 (96)	141 (96) 152 (97) 184 (98)	—		
Nbre jours à >20 °C	95 (96)	67 (96) 37 (97)	30 (97)	43 (98)	
Nbre jours à >24 °C	56 (8) 7 (96)	68 (98) 0 (96) 0 (97)	1 (97)		
UTQ > 1 °C	0 (98) 3250 (96)	0 (98) 2783 (96) 2913 (97) 3281 (98)	—	0 (98)	
UTQ > 8 °C	2948 (96)	2557 (96) 2631 (97) 3096 (98)	—		
UTQ > 20 °C	2098 (96)	1394 (96) 790 (97) 1465 (98)	654 (97)	902 (98)	
UTQ : 21 juin - 30 sept	2194 (96) 1970 (98)	2016 (96) 1936 (97) 2044 (98)	1591 (21 juin - 11 septembre 97)		
Maximum	24,75 (03/08/96)	22,81 (07/08/96)			
Moyenne	23,36 (15/07/98) 07/08/98)	23,33 (16/07/97) 23,96 (15/07/98)	24,37 (27/07/97)	22,87 (18/07/98)	
Remarques	1 ^{er} juil. - 6 août 96 21,80 2,04 1 ^{er} juil. - 6 août 97 23,11 2,18	Moy. juil. 21,9 (98)			

^aMATT = amont de la rivière Mattagami (UP), à Smooth Rock Falls (SRF), Cyprus Falls (CyF), Kipling (KIP) et au réservoir de Harmon (HH).

^bUTQ - Unités de température quotidienne

Tableau 6-13
Données des températures pour les sites des rivières Frederickhouse et Abitibi

	ABHF	ABTF	ABDS
Date < 8 °C (automne)	20/10/98	29/10/98	29/10/98
Date du minimum atteint (automne)	16/11/98	24/12/98	29/12/98
Temp. moyenne juillet-août	20,32 (août 98)	18,85 (août 98)	19,22 (août 98)
Différence moy. (juillet-août)	2,67 (août 98)	0,56 (août 98)	0,57 (août 98)
Nbre jours à >20 °C		0 (98)	8 (98)
Nbre jours à >24 °C	3 (98)	0 (98)	0 (98)
UTQ > 20 °C		0 (98)	163 (8)
Maximum	25,2 (14/07/98)	19,8 (16/07/98)	20,7 (21/07/98)
Moyenne			

* ABFH = rivière Frederickhouse River à Highway 11 - site de référence ; ABTF = rivière Abitibi en aval de Twin Falls ;
ABDS = rivière Abitibi en aval de l'usine de papier à Iroquois Falls.

Carmichael Falls et de Smooth Rock Falls sont plus chaudes. Les sites en aval de la rivière Mattagami sont notablement plus froids.

Dans le cas des espèces qui se reproduisent au printemps, comme le meunier noir, la taille des gonades en automne va dépendre de la température de l'eau du site entre l'équinoxe d'été et la date de prélèvement en automne. Si nous examinons les températures d'été et d'automne qui sont liées au développement gonadique (UTQ du 21 juin au 30 septembre), nous ne constatons pas une bonne corrélation entre l'IGS d'automne et la température du site immédiatement en aval de Smooth Rock Falls (figure 6-18).

Les principales conclusions des données de températures montrent que :

- a) les réservoirs aval (Kipling et Harmon) mettent de 5 à 7 jours de plus pour s'échauffer au printemps en raison des barrages à drainage par le fond ;
- b) les retenues en amont de Carmichael Falls (sur la rivière Groundhog) et de Smooth Rock Falls (sur la rivière Mattagami) ont subi un effet tampon par temps froid, le nombre de jours de >1 °C ayant augmenté à 50, et celui de > 8 °C ayant augmenté à 17 ;
- c) ces retenues ont également subi un effet tampon par temps plus chaud, le nombre de jours de >20 °C ayant baissé à 23 à Carmichael Falls, mais augmenté à Smooth Rock Falls ;
- d) à cause de la présence des réservoirs sur la rivière Abitibi, l'eau a mis environ 10 jours de plus pour atteindre 8 °C en automne, et >5 semaines pour atteindre une

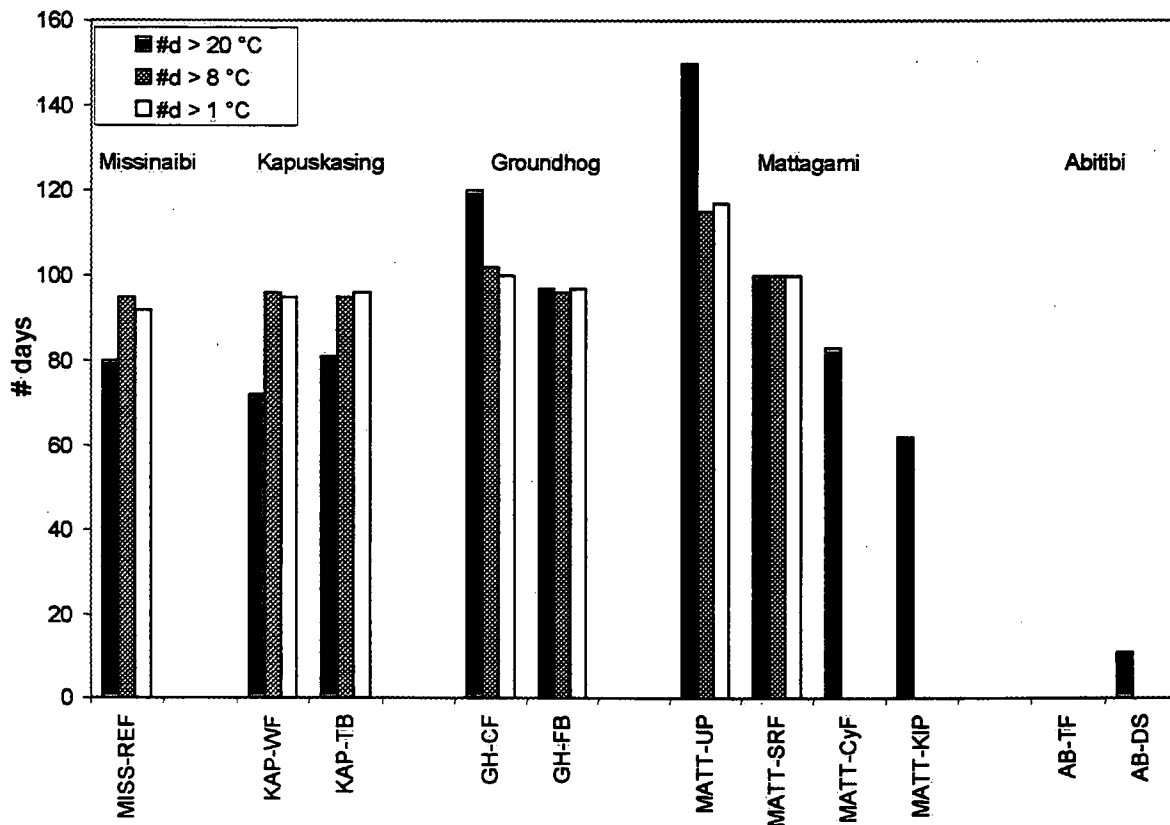


Figure 6-17 : Température relative des sites échantillonnés dans le bassin versant de la rivière Moose à Mattice (REF), dans la riv. Kapuskasing à Woman Falls (WF) et Two Bridges (TB), dans la riv. Groudhog à Carmichael Falls (CF) et Fauquier Birdge (FB), dans la riv. Mattagami en amont (UP) et en aval (SRF) de Smooth Rock Falls, à Cyprus Falls (CyF) et Kipling (KIP), et dans la riv. Abitibi à Twin Falls (TF) et en aval à Iroquois Falls

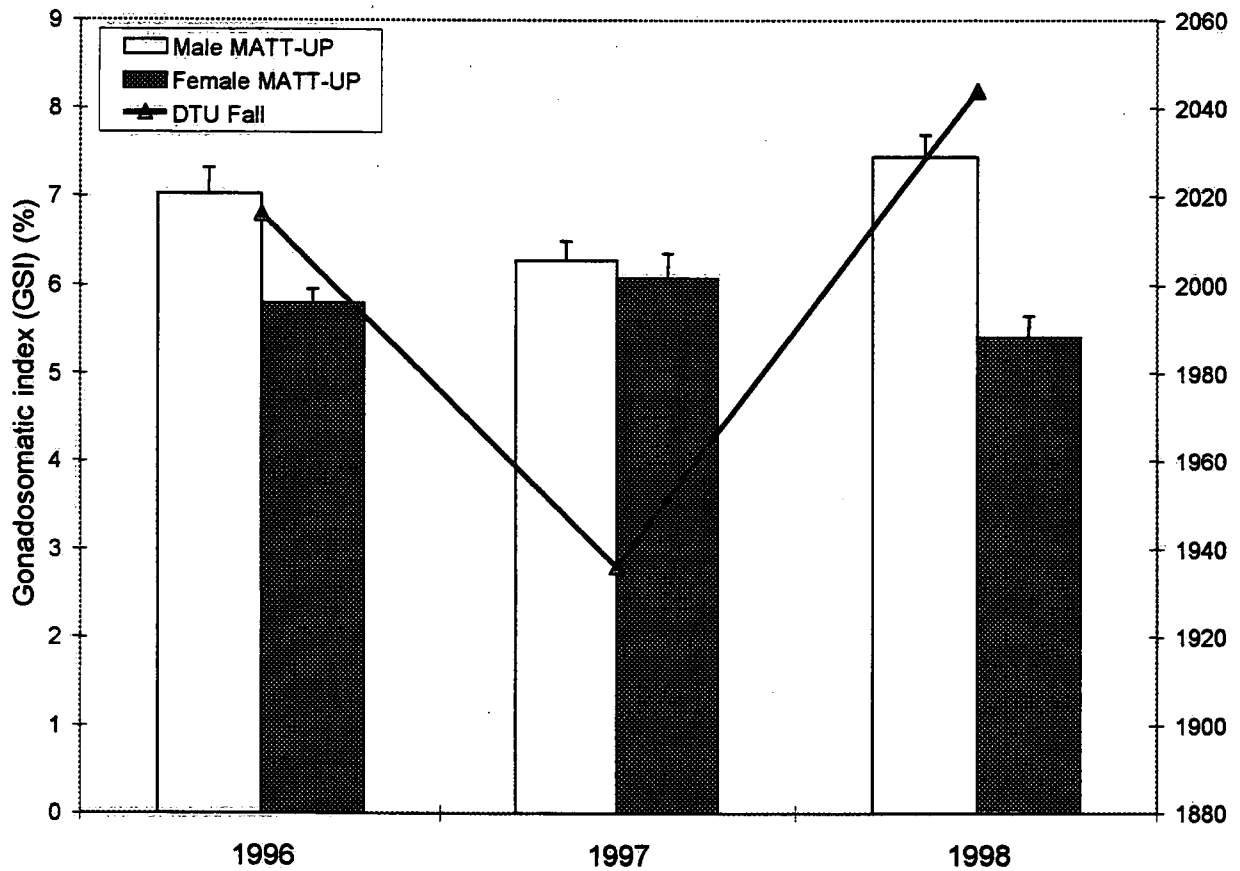


Figure 6-18 : Comparaison des températures de l'eau en automne (UTQ du 21 juin au 30 septembre) en fonction de la taille des gonades chez les meuniers noirs mâles et femelles, en amont (UP) du site de référence de la rivière Mattagami

température minimale moyenne ; la température moyenne était >2 °C plus froide ; les fluctuations journalières ont atteint seulement de 20 à 50 % celles observées dans les autres affluents ; la température maximale a baissé considérablement ; le nombre de jours de >20 °C a aussi baissé ;

- e) la température dans les rivières baisse à mesure que l'on se dirige vers l'aval ou vers le nord du bassin versant ;
- f) les températures en aval augmentent en raison de l'influence du barrage à drainage de l'eau par le fond ; les barrages ont également pour effet de modifier les fluctuations journalières et le cycle des changements d'eau au printemps et en automne ; les baisses en automne peuvent atteindre 5 semaines par réservoir.

6.3 Détermination d'une référence pour la comparaison

Il est clair que les différences d'une année à l'autre n'étaient pas cohérentes entre les sites : on a trouvé une forte variabilité d'une année à l'autre entre les sites, comparativement à une même année entre les sites. Ces écarts ne peuvent s'expliquer par les seules différences de températures de l'eau. Toutefois, ces écarts étaient relativement mineurs et incohérents d'une année à l'autre. Pour obtenir des résultats tangibles, il est primordial de réaliser des prélèvements et de faire des comparaisons dans une même rivière, en amont et en aval, dans la même année.

Dans un bassin versant exploité, il s'avère difficile d'interpréter la définition d'un site de référence. Le site de référence va varier selon la rivière et les utilisations. Il est essentiel que les informations de référence soient recueillies avant tout nouvel aménagement industriel. Si l'aménagement est déjà complété, la comparaison devient plus difficile. Prenons par exemple la rivière Groundhog : quel est le site de référence le plus approprié, celui en amont du barrage de Carmichael ou celui en aval près de Fauquier ? Le site amont représente un réservoir de retenue, tandis que le site aval est modifié par les régimes des débits et des températures. Il est clair que pour répondre à cette question, on doit prendre en compte tous les paramètres en présence. Ainsi, une centrale hydroélectrique au fil de l'eau sans une grande retenue amont peut ne pas entraîner des impacts à une longue distance en aval.

Afin d'évaluer les effets cumulatifs, les comparaisons importantes doivent refléter la performance éventuelle des poissons dans un bras particulier de la rivière, en l'absence d'aménagement déjà existant ou d'aménagement proposé (selon les buts de l'étude). Il y a des différences évidentes d'une année à l'autre dans un site de référence. Les objectifs des prélèvements de poissons sont de vérifier l'évidence des changements entre les sites dans la répartition de l'âge, l'absorption d'énergie (per ex., croissance, taille des gonades), et la réserve d'énergie (c'est-à-dire le coefficient de condition, les niveaux lipidiques).

Il importe d'utiliser plusieurs sites de référence et de confirmer les différences entre eux. Dans un bassin versant, aucun site de référence ne peut, à lui seul, comporter tous les paramètres de variabilité en présence. Si l'étendue géographique et l'hétérogénéité de votre étude augmentent, le nombre de sites de référence nécessaires pour décrire adéquatement les conditions de référence va probablement lui aussi augmenter. Le défi est de reconnaître les facteurs qui influent sur les paramètres d'intérêt. La meilleure information viendra des comparaisons entre les rivières présentant un habitat analogue et des populations de poissons similaires. L'information doit être comparée d'abord dans une même rivière, une seule saison et une même année. La performance des poissons doit être évaluée par rapport à ce que l'on peut attendre de chaque bras de la rivière, dans les conditions existantes, puis dans les conditions de changements proposés. Les aspects de la performance peuvent changer rapidement et varient selon les espèces. Pour certaines espèces se reproduisant au printemps, la taille des gonades sera sous-développée en hiver ; pour d'autres espèces, les gonades seront presque totalement développées avant l'hiver.

7. RÉPONSES AUX EXPLOITATIONS DANS LE TEMPS ET L'ESPACE

Les résultats des opérations de prélèvement dans le bassin versant de la rivière Moose montrent que les poissons résidents répondent vraiment aux changements se produisant dans leur environnement et qu'ils ont une réaction intégrée aux agents stressants présents dans l'écomilieu. Les études du bassin versant de la rivière Moose ont principalement été consacrées aux impacts sur les peuplements de meuniers noirs, mais des travaux complémentaires ont été réalisés sur les perches-truites durant plusieurs années.

Étant donné que les poissons ont été prélevés dans de nombreux sites à des années différentes, on peut suivre des tendances des données dans le temps. Un des inconvénients majeurs des méthodes d'évaluations des impacts environnementaux (ÉIE) est qu'elles se fient soit à des données existantes, soit à des données limitées recueillies sur une courte période de temps. L'évaluation basée sur les effets exige de s'engager dans plusieurs nouveaux aspects de la procédure d'évaluation. Les données pré-aménagement servent à vérifier si la performance des poissons est limitée et permettent aussi d'identifier les facteurs limitatifs de cette performance. Si les poissons manquent de nourriture, cela doit être pris en compte dans l'évaluation des risques pour le nouvel aménagement.

Il est important de reconnaître que les évaluations des effets cumulatifs (ÉEC), qu'elles soient basées sur les agents stressants ou sur les effets, donneront toujours une compréhension incomplète de l'écologie du milieu visé pour la mise en place de l'aménagement prévu. Toutefois, dans l'évaluation basée sur les effets, l'engagement des responsables à une surveillance continue post-aménagement aidera à détecter éventuellement les situations dans lesquelles les mesures d'atténuation adoptées avant l'aménagement sont inadéquates. Cela permettra à l'intervenant de gérer l'écomilieu de façon adaptative afin de modifier la situation avant que ne se produisent des dommages irréversibles. La procédure d'évaluation basée sur les effets permet la collecte de meilleures données de référence, concentrant l'évaluation des risques sur les facteurs limitatifs de la performance sur ce site particulier en utilisant la surveillance post-aménagement pour vérifier les prédictions soumises dans l'évaluation originale.

Les principaux sites exploités qui ont été examinés durant les études du bassin versant de la rivière Moose incluaient :

a) *Rivière Kapuskasing*

- i. Les sites ont été examinés en aval de l'usine de papier PTM (pâte thermomécanique) et d'une centrale hydroélectrique au fil de l'eau à Kapuskasing. Le site de Two Bridges se trouvait à environ 2 km et celui de Freddy Flats à 12-14 km en aval de l'usine de papier et du barrage à Kapuskasing ; des échantillons ont été prélevés en 1991 et de 1993 à 1996 ;

b) *Rivière Groundhog*

- i. Les sites se situaient en amont (Carmichael Falls) et en aval (Fauquier Bridge) de la centrale hydroélectrique au fil de l'eau à Carmichael Falls. Le barrage a été construit au début des années 1990 ; ce site représentait notre site de référence en 1991 et 1993, et des échantillons ont été prélevés en 1994, 1995 et 1997 ;
- ii. Des échantillons ont été prélevés également plus en aval (40 km) à Whist Falls en 1997.

c) *Rivière Mattagami*

- i. Les sites se situaient en aval de l'usine de pâte kraft blanchie et de la centrale hydroélectrique au fil de l'eau à Smooth Rock Falls et au-dessous de Cyprus Falls (à plus de 30 km du barrage et de l'usine de papier) ; les sites les plus proches de Smooth Rock Falls (SRF) ont été étudiés en 1991 puis chaque année, entre 1993 et 1998 ; le site de Cyprus Falls a été échantillonné en 1996 et 1997.
- ii. Des prélèvements plus limités ont été réalisés près des centrales hydroélectriques de pointe sur la rivière Mattagami. Les sites étaient situés dans un petit bassin de retenue du complexe des quatre barrages (retenue amont de Harmon) et en aval (Kipling) de toutes les centrales hydroélectriques sur la rivière Mattagami en 1997.

d) *Rivière Abitibi*

- i. Des prélèvements limités ont été réalisés en amont et en aval des réservoirs de retenue sur la rivière Frederickhouse (lac Night Hawk, lac Frederickhouse, rivière Frederickhouse à l'emplacement de l'autoroute Highway 11) en 1998.
- ii. Des prélèvements ont également été réalisés en 1998 en aval d'un barrage de centrale hydroélectrique de pointe (Twin Falls) et en aval de l'usine de papier et du barrage de la centrale hydroélectrique de pointe à Iroquois Falls sur la rivière Abitibi.

Ce chapitre est divisé en trois parties : examen des comparaisons de base aux sites exploités, tendances des réponses dans le temps aux sites exploités échantillonnés sur plusieurs années, et tentatives d'identifier les facteurs limitatifs de la performance des populations de poissons dans le bassin versant de la rivière Moose (figure 7-1).

7.1 Examens de base des réponses des espèces indicatrices aux agents stressants dans les sites exploités

Les résultats des opérations de prélèvement dans le bassin versant de la rivière Moose montrent que les poissons résidents répondent vraiment aux changements se produisant dans leur environnement et qu'ils ont une réaction intégrée aux agents stressants

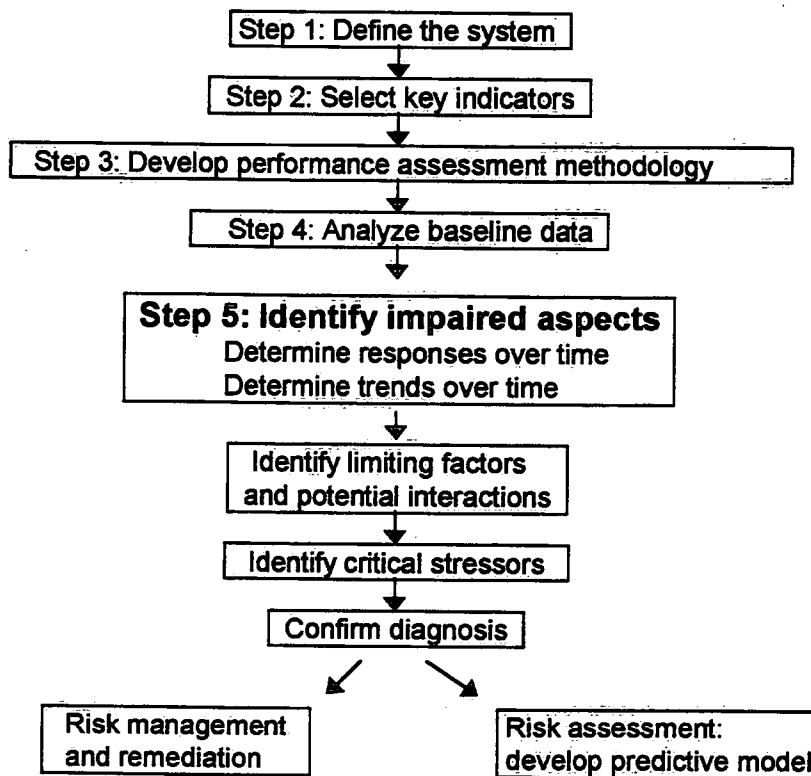


Figure 7-1 : Détermination des tendances et des réponses dans le temps pour aider à identifier les aspects dommageables sur la performance des poissons

présents dans l'écomilieu. Les études du bassin versant de la rivière Moose ont principalement été consacrées aux impacts sur les peuplements de meuniers noirs, mais des travaux complémentaires ont été réalisés sur les perches-truites durant plusieurs années. Les données sont présentées pour le meunier noir et la perche-truite dans les sites qui ont été échantillonnés une seule fois, ou encore pour les premiers prélèvements dans les sites qui ont été échantillonnés sur plusieurs années.

7.1.1 Réponses du meunier noir

7.1.1.1 Rivières Kapuskasing et Mattagami à Smooth Rock Falls (usines à papier et centrales hydroélectriques au fil de l'eau)

D'importants prélèvements ont été effectués en aval de Kapuskasing et Smooth Rock Falls en 1991 (Munkittrick *et al.*, 1994), et en 1993 et 1994 (Nickle *et al.*, 1999) avant la mise en place des procédés de traitement secondaires sur ces sites (figure 7-2). En aval de l'usine de pâte thermo-mécanique (PTM) et du barrage de la centrale hydroélectrique au fil de l'eau à Kapuskasing, les meuniers noirs des deux sexes étaient plus gros, leur foie était plus volumineux (1991 et 1993, tableau 7-1) et les femelles avaient de plus petites gonades (données de 1991 ; Munkittrick *et al.*, 1994). En aval de l'usine de pâte kraft blanchie et de la centrale hydroélectrique au fil de l'eau à Smooth Rock Falls, les meuniers noirs avaient des coefficients de condition plus élevés et des IGS (indices gonadosomatiques) plus faibles (Munkittrick *et al.*, 1994 ; Nickle *et al.*, 1999, tableau 7-1).

Tableau 7-1

Taille, poids, coefficient de condition (K), IGS et ISH des meuniers noirs prélevés en septembre 1993 (d'après Nickle *et al.*, 1999). Les valeurs sont exprimées comme moyenne \pm écart type ; les chiffres qui, pour un même sexe, ont des indices supérieurs alphabétiques distincts sont considérablement différents ($p > 0,05$).

Sexe	Site ¹	Taille de l'échantillon	Longueur (cm)	Poids (g)	K ²	IGS ³ (%)	ISH ⁴ (%)
Mâle	MATTSRF	13	40,1 \pm 0,5	1015 \pm 31	1,48 \pm 0,03 ^A	6,29 \pm 0,39 ^A	1,04 \pm 0,05
	MATTUP	21	40,3 \pm 0,5	992 \pm 38	1,40 \pm 0,02 ^B	7,68 \pm 0,19 ^B	1,07 \pm 0,04
	KAPFF	12	41,5 \pm 0,4 ^A	1083 \pm 42 ^A	1,41 \pm 0,02	6,77 \pm 0,25	1,65 \pm 0,07 ^A
	GHFB	13	39,2 \pm 0,5 ^B	898 \pm 37 ^B	1,39 \pm 0,02	6,93 \pm 0,39	0,88 \pm 0,05 ^B
Femelle	MATTSRF	16	41,7 \pm 0,7	1181 \pm 59 ^A	1,54 \pm 0,02 ^A	4,97 \pm 0,36 ^A	1,35 \pm 0,07
	MATTUP	21	40,8 \pm 0,6	1013 \pm 50 ^B	1,39 \pm 0,01 ^B	5,46 \pm 0,24 ^B	1,38 \pm 0,05
	KAPFF	15	43,1 \pm 0,9	1225 \pm 64	1,44 \pm 0,03	5,16 \pm 0,26	1,67 \pm 0,13 ^A
	GHFB	10	42,0 \pm 1,0	1135 \pm 89	1,43 \pm 0,03	5,40 \pm 0,22	1,38 \pm 0,07 ^B

¹ MATT = riv. Mattagami en aval à Smooth Rock Falls (SRF), en amont (UP) ; KAP = riv. Kapuskasing à Freddy Flats (FF) ; GH = riv. Groundhog à Fauquier Bridge (FB).

² Coefficient de condition (K) = 100 (poids) / longueur³

³ IGS (indice gonadosomatique) = 100 (poids des gonades / poids total - poids des gonades)

⁴ ISH (indice somatique hépatique) = 100 (poids du foie/poids total - poids du foie)

7.1.1.2 Carmichael Falls (centrale hydroélectrique au fil de l'eau)

Des meuniers noirs ont été prélevés dans des sites en amont et en aval du barrage au fil de l'eau à Carmichael Falls durant plusieurs années différentes d'échantillonnage. Le succès de la capture des meuniers noirs à Fauquier Bridge était parfois faible, surtout pour les mâles (seulement 4, 13 et 5 individus ont été prélevés en 1991, 1993 et 1994). L'âge et la taille des meuniers noirs de ce site étaient en général moindres que ceux des poissons dans les sites de référence sur la rivière Mattagami et en amont de Kapuskasing. La population de poissons dans ce site (Fauquier Bridge) s'est révélée par ailleurs la moins comparable par rapport à celles des trois autres rivières spécifiées dans les trois études antérieures. Les meuniers noirs prélevés dans la retenue amont de Carmichael Falls étaient en général plus grands et dans une meilleure condition, avaient des foies plus gros et des gonades plus volumineuses que les poissons de Fauquier Bridge.

7.1.1.3 Complexe hydroélectrique de Mattagami (centrales de pointe) - prélèvements de 1997

On a prélevé des meuniers noirs de cinq endroits différents sur la rivière Mattagami durant la période d'échantillonnage de 1997. Dans une tentative de séparer les effets potentiels des divers aménagements industriels sur la performance des poissons, nous avons réalisé une analyse statistique des données recueillies sur ces sites. Cette analyse cherchait à vérifier si l'on pouvait déceler, dans les données, les éventuels effets des centrales de pointe situées plus en aval sur la rivière Mattagami. Pour ces études, des poissons ont été prélevés en amont et en aval de l'usine de pâte et papier et du barrage au fil de l'eau à Smooth Rock Falls, en amont du complexe des 4 barrages de Cyprus Falls, dans le complexe lui-même et dans la retenue amont de Harmon, en aval de tout le complexe au-dessous de la centrale Kipling (figure 7-2).

Les meuniers noirs femelles prélevés en aval de la centrale de pointe Kipling étaient en général plus légers, exhibaient un plus faible facteur de condition, de plus faibles taux de croissance et un plus petit développement gonadique par rapport aux sites amont. Les meuniers femelles de la retenue amont de Harmon avaient généralement une taille intermédiaire par rapport à celles des sites plus en amont de cet écosystème et du site en aval de Kipling. Les meuniers noirs mâles prélevés au-dessous des centrales de pointe étaient également plus petits (plus légers et plus courts) et montraient un plus petit développement gonadique. Autant les meuniers mâles que femelles avaient un plus petit foie comparativement aux poissons capturés en amont de cet écosystème (figure 7-3) (McMaster et Munckittrick, 1999).

7.1.1.4 Rivière Abitibi et réservoirs de retenue de Frederickhouse - prélèvements de 1998

On a prélevé des meuniers noirs de cinq endroits différents sur les rivières Abitibi et Frederickhouse durant la période d'échantillonnage de 1998. Plusieurs tentatives ont été faites de prélever ce poisson dans un sixième emplacement, en amont de la centrale de

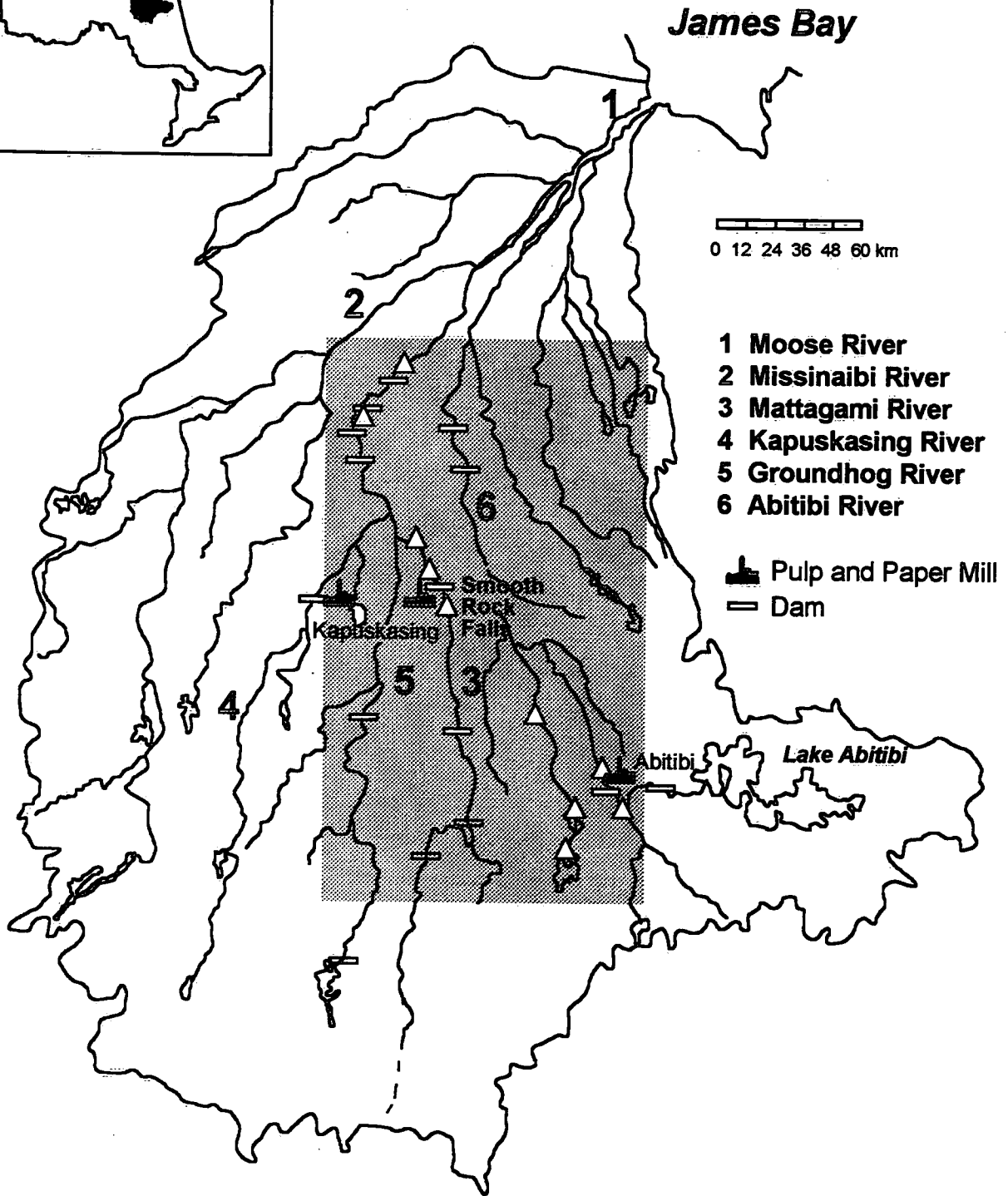


Figure 7-2 : Emplacements des prélèvements de méuniers noirs le long du complexe hydroélectrique de la rivière Mattagami (centrales de pointe) et des réservoirs de retenue sur les rivières Abitibi et Frederickhouse

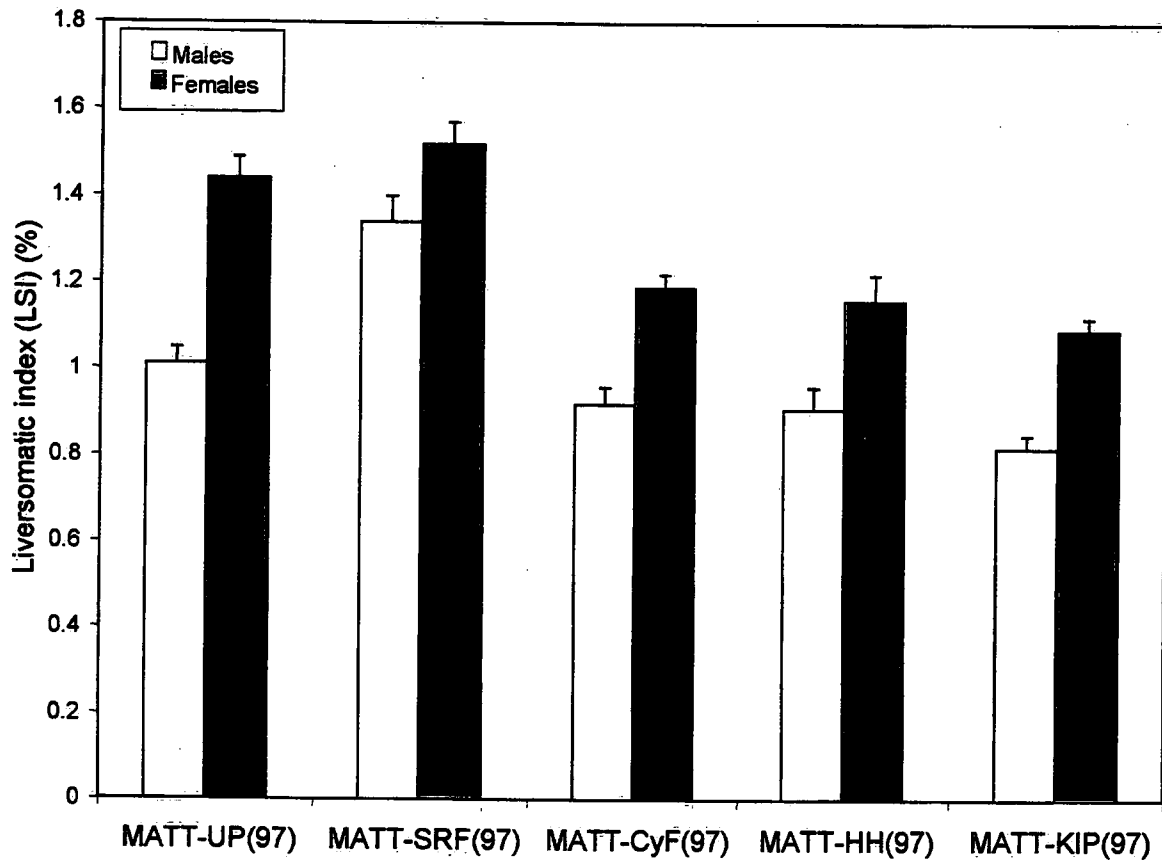


Figure 7-3 : Taille relative du foie, exprimée en % d'indice somatique hépatique (ISH), des meuniers noirs mâles et femelles prélevés en amont (UP) de la rivière Mattagami et en aval de l'usine de papier à Smooth Rock Falls (SRF), à Cyprus Falls (CyF), au réservoir Harmon (HH) et à Kipling (KIP) en 1997

pointe de Twin Falls sur la rivière Abitibi, mais elles n'ont pas abouti. Au cours d'essais menés pour tenter de séparer les effets potentiels des divers aménagements industriels sur la performance des poissons, nous avons réalisé une analyse statistique des données recueillies sur ces sites. Cette analyse cherchait à vérifier les tendances d'amont en aval de l'usine de papier et du barrage au fil de l'eau à Iroquois Falls (rivière Abitibi et usine de papier à Iroquois Falls) ainsi que les différences dans la performance des poissons, entre ces trois sites sur la rivière Frederickhouse (réservoir de retenue sur la rivière Frederickhouse).

Par rapport aux affluents ouest du bassin versant de la rivière Moose, les populations et les habitats de poissons se sont révélés très différents dans les rivières Frederickhouse et Abitibi. Ces différences sont probablement imputables à la couche d'argile dans cette région. C'est pourquoi les poissons prélevés dans la rivière Mattagami durant la même visite d'échantillonnage en 1998 n'étaient pas directement comparables.

7.1.1.4.1 Réservoirs sur la rivière Frederickhouse

Trois sites ont été étudiés sur la rivière Frederickhouse, y compris le site de la rivière Frederickhouse situé à peu près à la même latitude que les autres sites de référence du bassin versant de la rivière Moose (voir paragraphe 6.1.1 : *Comparaison latitudinale des sites de référence*), dans le lac Frederickhouse et dans le lac Night Hawk plus au sud sur la rivière Frederickhouse. Auparavant, un barrage avait été construit sur la rivière Frederickhouse afin de réguler les niveaux et débits de l'eau. Ce barrage a créé un réservoir qui est devenu le lac Frederickhouse en amont du lac Night Hawk déjà présent et la pointe sud de la rivière Frederickhouse est devenue bien plus large en raison de l'inondation créée par le barrage.

Les femelles recueillies dans le lac Night Hawk étaient plus élancées et plus lourdes, et exhibaient un taux de croissance plus élevé par rapport aux deux autres emplacements. Les femelles du lac Frederickhouse avaient un développement gonadique plus important que celles des deux autres sites de prélèvement dans la rivière Frederickhouse (figure 7-4). Les femelles prélevées dans la rivière Frederickhouse avaient un foie plus petit par rapport à celui des poissons des deux lacs (McMaster et Munkittrick, 1999).

Les meuniers mâles prélevés dans ces trois emplacements étaient en général comparables d'un site à l'autre, bien que les mâles du site de la rivière Frederickhouse présentaient un développement gonadique plus prononcé et un foie moins gros que les mâles prélevés dans les deux autres sites de lac (McMaster et Munkittrick, 1999).

7.1.1.4.2 Rivière Abitibi et usine de papier à Iroquois Falls

Des meuniers noirs ont été recueillis en amont et en aval de l'usine de papier à Iroquois Falls, bien que le site en amont de l'usine de papier et du barrage au fil de l'eau soit situé en aval d'une centrale hydroélectrique de pointe à Twin Falls. Des tentatives ont été faites également de prélever des meuniers noirs en amont de la centrale de pointe de Twin Falls ; cependant, après deux nuits de déploiement de filets maillants, aucun meunier n'a été capturé.

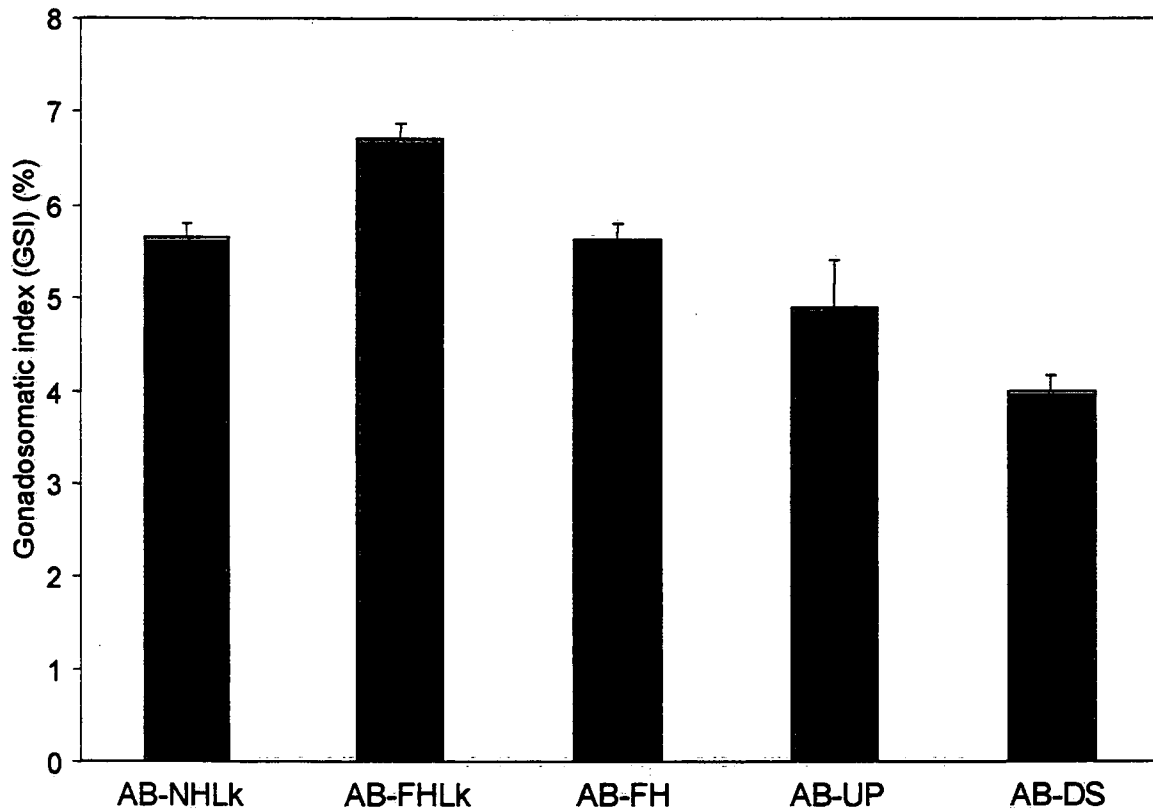


Figure 7-4 : Taille relative du foie, exprimée en % d'indice somatique hépatique (ISH), des meuniers noirs mâles et femelles prélevés en amont (UP) de la rivière Mattagami et en aval de l'usine de papier à Smooth Rock Falls (SRF), à Cyprus Falls (CyF), au réservoir Harmon (HH) et à Kipling (KIP) en 1997

Les poissons prélevés en aval de l'usine de papier sur la rivière Abitibi étaient dans une condition physique déplorable et ils semblaient affamés. Au moment du prélèvement, l'usine d'Iroquois Falls était déjà fermée depuis plusieurs mois à cause d'un conflit de travail. Les femelles en aval de la rivière Abitibi étaient plus claires, avaient un coefficient de condition plus faible, des gonades moins grosses et leur taille selon l'âge était plus petite que celle des femelles de tous les autres sites. Les mâles prélevés en aval de l'usine sur la rivière Abitibi étaient moins gros (plus faible coefficient K), quelle que soit leur longueur ou leur âge, comparativement à tous les autres sites. Le développement gonadique des mâles en aval de la rivière Abitibi était limité par rapport à celui des mâles de la rivière Frederickhouse étant donné que le nombre de meuniers mâles recueillis sur le site amont était plus faible (McMaster et Munkittrick, 1999). L'examen visuel des données a montré que les meuniers femelles en aval de l'usine de papier sur la rivière Abitibi ne présentaient pas un développement gonadique croissant avec l'âge comme l'ont montré les poissons des autres sites. L'examen du développement gonadique des meuniers mâles a montré par ailleurs que, à mesure de leur vieillissement, les poissons mâles du site aval de la rivière Abitibi étaient plus grands, mais leurs gonades plus petites.

Des prélèvements ont été réalisés sur ce site, en automne 1999, dans le cadre du programme de Suivi des effets sur l'environnement (SEE) associés aux usines de papiers exploitées au Canada. Des tentatives ont été faites pour prélever des meuniers noirs comme une des deux espèces indicatrices, en vue de permettre des comparaisons avec les prélèvements de 1998. Toutefois, le nombre de meuniers noirs capturés était trop petit, ce qui nous a forcé à utiliser deux autres espèces indicatrices (C. Portt, communication personnelle).

7.1.2 Réponses des perches-truites aux agents stressants

Des perches-truites ont été prélevées en 1995 et 1996 dans quelques sites du bassin versant de la rivière Moose. Ces prélèvements avaient pour but de tester la similitude des réponses aux agents stressants chez les perches-truites comparativement aux meuniers noirs. Pour prélever les perches-truites, nous avons utilisé des sennes, la nuit, sur des rives sablonneuses. Toutefois, les problèmes rencontrés au niveau de l'accès aux sites et aux habitats en amont des zones inondées ont quelque peu limité l'utilité de ces collectes. Les prélèvements ont été réalisés sur la rivière Kapuskasing (en amont de Woman Falls, en amont du barrage à Kapuskasing, et en aval de l'usine de papier et du barrage à Kapuskasing), sur la rivière Groundhog (à Fauquier Bridge en aval de Carmichael Falls) et sur la rivière Mattagami (en aval de l'usine de papier et du barrage à Smooth Rock Falls) (tableau 7-2). Les tentatives d'établir un site de référence en amont de la rivière Mattagami se sont soldées par un échec en raison de la faible surface de l'habitat dans les zones inondées en amont.

Tableau 7-2

Moyenne et erreur-type (n) de l'âge, la taille du corps et la dimension des organes des perches-truites (*Percopsis omiscomaycus*) prélevées dans les rivières Kapuskasing, Mattagami et Groundhog en automne 1995^a. Dans une rangée, une différence ($p < 0,05$) entre les sites de référence de Kapuskasing Woman Falls et en amont de Kapuskasing est indiquée par des indices supérieurs alphabétiques différents. Une différence ($p < 0,05$) entre les sites KWF et GH est indiquée par des indices supérieurs numériques différents. Une différence ($p < 0,05$) entre les sites Kapuskasing Woman Falls et en aval de Kapuskasing est identifiée par un astérisque (*)

Sexe	Mesure	GHFB	KAPWF	KAPMR	KAPT B	MATTSRF
Mâle	Longueur à la fourche (cm)	5,9 ± 0,2 (27) ²	7,2 ± 0,2 (13) ^{A,1}	7,0 ± 0,2 (30) ^A	6,2 ± 0,1 (35) [*]	6,2 ± 0,1 (33)
	Poids du corps (g)	2,58 ± 0,30 (27) ²	4,51 ± 0,41 (13) ^{A,1}	4,15 ± 0,29 (30) ^A	2,65 ± 0,07 (35) [*]	2,89 ± 0,20 (33)
	Poids de carcasse (g)	2,46 ± 0,28 (25) ²	3,96 ± 0,35 (13) ^{A,1}	3,81 ± 0,27 (27) ^A	2,34 ± 0,07 (35) [*]	2,66 ± 0,19 (30)
	K (coeff. de condition) ^b	1,06 ± 0,02 (25)	1,03 ± 0,01 (13)	1,0 ± 0,01 (27)	0,98 ± 0,01 (35)	3,2 ± 0,2 (32)
	Âge (années)	2,8 ± 0,2 (27) ²	3,6 ± 0,2 (13) ^{A,1}	3,4 ± 0,2 (30) ^A	3,0 ± 0,1 (35) [*]	1,10 ± 0,02 (30)
	IGS ^c (%)	2,41 ± 0,17 (25)	3,03 ± 0,15 (13)	3,11 ± 0,09 (26)	2,78 ± 0,10 (34)	2,17 ± 0,10 (30)
	ISH ^d (%)	1,83 ± 0,05 (25)	1,69 ± 0,07 (13)	1,60 ± 0,05 (27)	1,71 ± 0,05 (35)	1,67 ± 0,06 (30)
Femelle	Longueur à la fourche (cm)	5,7 ± 0,2 (34) ²	6,8 ± 0,3 (12) ^{A,1}	7,1 ± 0,2 (24) ^A	6,3 ± 0,1 (35) [*]	6,2 ± 0,1 (30)
	Poids du corps (g)	2,64 ± 0,32 (26) ²	3,69 ± 0,39 (12) ^{A,1}	4,35 ± 0,33 (24) ^A	2,72 ± 0,08 (35) [*]	2,91 ± 0,16 (30)
	Poids de carcasse (g)	2,37 ± 0,28 (26) ²	3,25 ± 0,33 (12) ^{A,1}	3,80 ± 0,29 (23) ^A	2,33 ± 0,07 (33) [*]	2,63 ± 0,14 (28)
	K	1,0 ± 0,01 (26)	0,98 ± 0,02 (12)	0,97 ± 0,02 (23)	0,95 ± 0,02 (33)	3,3 ± 0,1 (29)
	Âge (années)	2,6 ± 0,2 (34) ²	3,4 ± 0,2 (12) ^{A,1}	3,5 ± 0,2 (24) ^A	2,9 ± 0,1 (35) [*]	1,08 ± 0,01 (28)
	IGS (%)	4,77 ± 0,34 (12)	5,37 ± 0,24 (10)	5,25 ± 0,14 (19)	4,41 ± 0,11 (27)	4,28 ± 0,24 (26)
	ISH (%)	2,52 ± 0,09 (26)	2,29 ± 0,09 (12)	2,23 ± 0,07 (23)	2,30 ± 0,06 (33)	2,34 ± 0,08 (28)

^a GHFB = rivière Groundhog à Fauquier Bridge ; KAPWF = rivière Kapuskasing en amont à Woman Falls ; KAPMR = rivière Kapuskasing au réservoir Mill ; KAPT B = rivière Kapuskasing à Two Bridges ; MATTSRF = rivière Mattagami à Smooth Rock Falls.

^b Coefficient de condition (K) = 100 (poids) / longueur³

^c IGS (indice gonadosomatique) = 100 (poids des gonades / poids total - poids des gonades)

^d ISH (indice somatique hépatique) = 100 (poids du foie / poids total - poids du foie)

7.1.2.1 Les rivières Groundhog et Mattagami

La performance mesurée des perches-truites prélevées dans la rivière Groundhog à Fauquier Bridge était inférieure à celle des perches-truites en amont de la rivière Kapuskasing, ce qui était comparable au cas des meuniers noirs. Bien que les poissons prélevés en aval de l'usine de papier sur la rivière Mattagami avaient des gonades plus petites que celles des poissons de tous les autres sites échantillonnés (tout comme dans le cas des meuniers noirs), nous n'avions pas de poissons de référence en amont de la rivière Mattagami pour la comparaison. Le manque d'accès convenable à l'habitat approprié a limité l'interprétation des données de la rivière Mattagami.

7.1.2.2 La rivière Kapuskasing

Lorsque l'on a analysé le poids des ovaires des perches-truites, on a clairement constaté que les femelles fécondes pouvaient être divisées au moins en deux groupes distincts : celles de 1 ou 2 ans probablement an âge de frayer pour la première fois, et celles de plus grande taille, plus matures, âgées de plus de 2 ans (Gibbons *et al.*, 1998a). Les indices gonadosomatiques (IGS) pour ces deux groupes n'étaient pas identiques (ceux des jeunes génitrices étaient inférieurs) de sorte que si l'on incluait les jeunes génitrices dans les analyses, les relations du poids des ovaires seraient fortement influencées par le nombre de femelles recueillies dans un site particulier. Seules les femelles plus âgées (> 2 ans) et matures (IGS > 2 %) ont donc été incluses dans les analyses du poids des ovaires.

Les perches-truites recueillies en aval de l'usine et du barrage étaient plus petites, plus claires et plus jeunes que les poissons du site de référence (Gibbons *et al.*, 1998a), mais il n'y avait aucun changement de condition entre les perches-truites exposées et les poissons de référence. En ce qui concerne les perches-truites mâles et femelles, les pentes des lignes de régression pour la longueur selon l'âge étaient plus élevées au site de référence qu'au site aval. Dans les deux cas, la longueur des perches-truites du site de référence étaient plus grande, quel que soit l'âge, lorsque les poissons avaient de 2 à 3 ans. La longueur selon l'âge des meuniers noirs mâles et femelles, était plus grande au site aval. Chez les perches-truites mâles et femelles, aucune différence n'a été décelée, d'un site à l'autre, dans la taille des gonades ou du foie.

7.2 Tendances des réponses des meuniers noirs aux agents stressants au fil du temps

Des prélèvements ont été effectués entre 1993 et 1998 dans les affluents ouest du bassin versant de la rivière Moose afin de suivre les réponses aux changements qui ont été apportés dans les procédés de traitement de l'usine de papier, et aussi pour suivre les réponses consécutives à la construction de la centrale hydroélectrique à Carmichael Falls sur la rivière Groundhog.

7.2.1 Impacts des usines de papier (modernisation)

Les trois usines de pâte et papier situées dans le bassin versant de la rivière Moose sont voisines d'installations hydroélectriques (pour des raisons économiques et de commodité). L'impact de la centrale à Iroquois Falls a été analysé seulement en 1998 : les poissons semblaient manquer de nourriture. Comme l'usine de papier voisine, à l'époque des prélèvements, avait fermé ses portes temporairement depuis plusieurs mois, l'hypothèse a été émise que les poissons dépendaient, pour leur nourriture, des nutriments se trouvant dans les rejets de l'usine. Les recherches continuent sur ce site pour étayer ou réfuter cette hypothèse.

Durant les présentes études, aux sites de Kapuskasing et Smooth Rock Falls, les usines de papier ont subi des changements importants en vue de leur modernisation. Les prélèvements réalisés en 1991 ont montré que, dans certains cas, les poissons avaient de plus petites gonades aux deux sources de rejets, ainsi que des modifications au coefficient de condition, au volume du foie et à la taille du corps (Munkittrick *et al.*, 1994). Les réponses des poissons au cours de la période de modernisation peuvent servir à examiner les apports relatifs des usines de papier et des centrales hydroélectriques en termes d'agents stressants influençant la performance de l'ichtyofaune.

7.2.1.1 La rivière Kapuskasing

L'usine de papier a commencé les travaux de rénovation vers la fin de 1991 et, à l'automne 1993, les procédés de magnéfite et de pâte mécanique ont été remplacés par un procédé thermomécanique. Les poissons prélevés à l'automne 1993 n'ont pas montré de réduction dans la taille des gonades, mais leur foie avait notablement grossi. Le site de Freddy Flats se trouvait à plus de 10 km en aval des rejets de l'usine et, en 1994, un second site a été ajouté en aval à moins de 2 km de la source des rejets. Les poissons de ce site possédaient un foie bien plus gros que celui des poissons plus en aval (figure 7-5), mais sans aucune réduction de la taille des gonades (figure 7-6).

Après l'ajout du traitement secondaire au procédé, à l'automne 1994, on a constaté que la taille du foie des poissons avait fortement diminué, mais qu'elle était encore supérieure à la taille constatée dans les sites de référence. Le coefficient de condition a lui aussi montré une baisse graduelle jusqu'aux niveaux de référence. Le retour des gonades à leur taille normale, à Kapuskasing, a également été observé à la fin des modifications de procédé, mais avant l'installation du traitement secondaire. Ce retour à des valeurs normales du coefficient de condition, de la taille des gonades et du volume du foie des meuniers noirs à la suite de la modernisation de l'usine et de l'installation d'un processus de traitement des déchets laisse penser que ces réponses étaient plus fortement corrélées aux rejets de l'usine de papier qu'à ceux de la centrale hydroélectrique au fil de l'eau sur ce site. Des changements similaires dans la performance des poissons à d'autres emplacements d'usines de papier non voisines de centrales hydroélectriques appuient également ces conclusions (McMaster *et al.*, 1991 ; Munkittrick *et al.*, 1991).

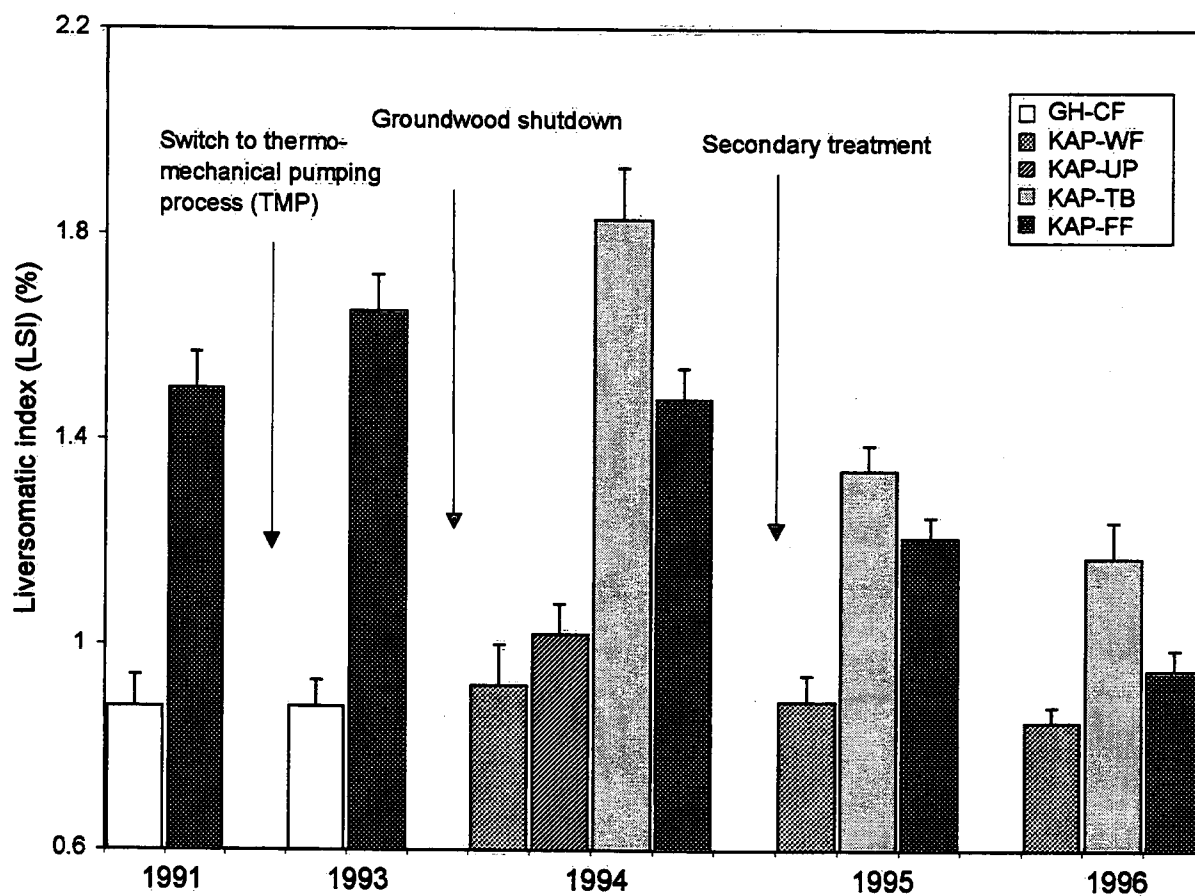


Figure 7-5 : Taille relative du foie, exprimée en % d'indice somatique hépatique (ISH), des meuniers noirs mâles prélevés dans la rivière Groundhog à Carmichael Falls (GH-CF), la rivière Kapuskasing à Woman Falls (KAP-WF), en amont à Beaver Falls (KAP-UP), à Two Bridges (KAP-TB) et à Freddy Flats (KAP-FF), de 1991 à 1996

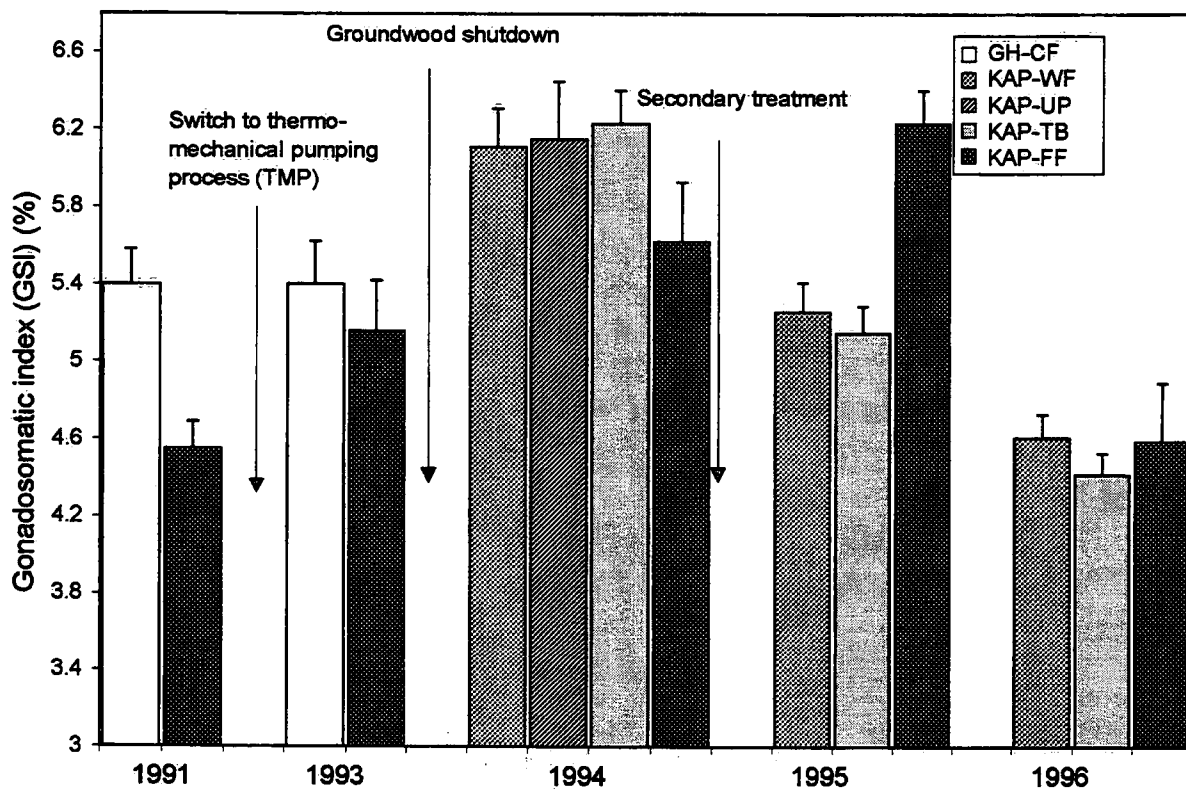


Figure 7-6 : Taille relative des gonades, exprimée en % d'indice gonadosomatique (IGS), des meuniers noirs femelles prélevés dans la rivière Groundhog à Carmichael Falls (GH-CF), la rivière Kapuskasing à Woman Falls (KAP-WF), en amont à Beaver Falls (KAP-UP), à Two Bridges (KAP-TB) et à Freddy Flats (KAP-FF), de 1991 à 1996

7.2.1.2 La rivière Mattagami à Smooth Rock Falls

Les réductions de la taille des gonades ont persisté à Smooth Rock Falls, même après l'installation du traitement secondaire à l'usine de papier à la fin de 1994 (figure 7-7). Le rôle des rejets des papetières a été confirmé par des essais en laboratoire qui ont démontré la capacité des effluents à perturber la production des hormones stéroïdes (McCarthy *et al.*, 1999), comme l'ont montré les changements observés chez les poissons sauvages (Munkittrick *et al.*, 1994). Une amélioration du coefficient de condition a par ailleurs été constatée après l'installation du traitement secondaire dans la papetière (figure 7-8). Ni le fait d'ajouter un traitement secondaire, ni celui de modifier la séquence de blanchiment de façon à utiliser 100 % de ClO_2 n'ont réussi à éliminer les réponses de la performance des poissons. Cependant, la meilleure régulation du procédé en 1997 qui a permis de réduire les pertes de liqueur noire pourrait avoir entraîné une certaine amélioration en 1997 et 1998. Cela montre également que les détériorations de la reproduction des poissons à Smooth Rock Falls étaient plus fortement corrélées aux rejets de la papetière qu'à la présence du barrage au fil de l'eau.

7.2.2 Centrales hydroélectriques au fil de l'eau

L'examen des impacts spécifiques des centrales hydroélectriques au fil de l'eau à Kapuskasing et à Smooth Rock Falls sur la performance des poissons a été perturbé par la présence des usines de papier. La centrale de Carmichael Falls sur la rivière Groundhog a été mise en service à l'automne 1991. Diverses études ont été réalisées afin de tenter d'examiner l'influence du barrage, y compris les changements au niveau des isotopes stables dans les os annulaires des poissons du réservoir de retenue, et d'identifier les impacts sur les taux de croissance (Farwell, 2000). Des poissons avaient été prélevés seulement des sites aval avant la construction de l'aménagement.

S'appuyant sur des études de la rivière Mattagami, les changements prévus chez les poissons en aval des centrales de pointe sont notamment : une robe plus claire, un coefficient de condition plus faible, des gonades plus petites et un foie moins gros. Au chapitre 6, on avait comparé les poissons d'un même site de référence, d'une année à l'autre, ainsi que les poissons de différents sites de référence dans différentes rivières, durant ces mêmes années. Ces comparaisons laissaient penser que la variabilité d'une année à l'autre, ou d'une rivière à l'autre, pourrait limiter la validité des conclusions selon que l'on choisisse les années ou les rivières. Il est important d'examiner les changements qui se produisent d'une année à l'autre afin d'évaluer s'ils sont cohérents dans une même rivière.

Une telle évaluation ne peut être faite pour la rivière Mattagami en raison des changements éventuels se produisant à la papetière et du fait qu'il y a seulement un site en aval. L'ensemble des données de la rivière Kapuskasing peut servir à examiner la cohérence des changements qui se produisent dans une même rivière vu qu'il y a deux sites en aval (tableau 7-3). Pour tous les sites visés, et pour les deux sexes, les poissons étudiés en 1996 avaient montré, par rapport à 1995, une performance médiocre, quels que fussent les

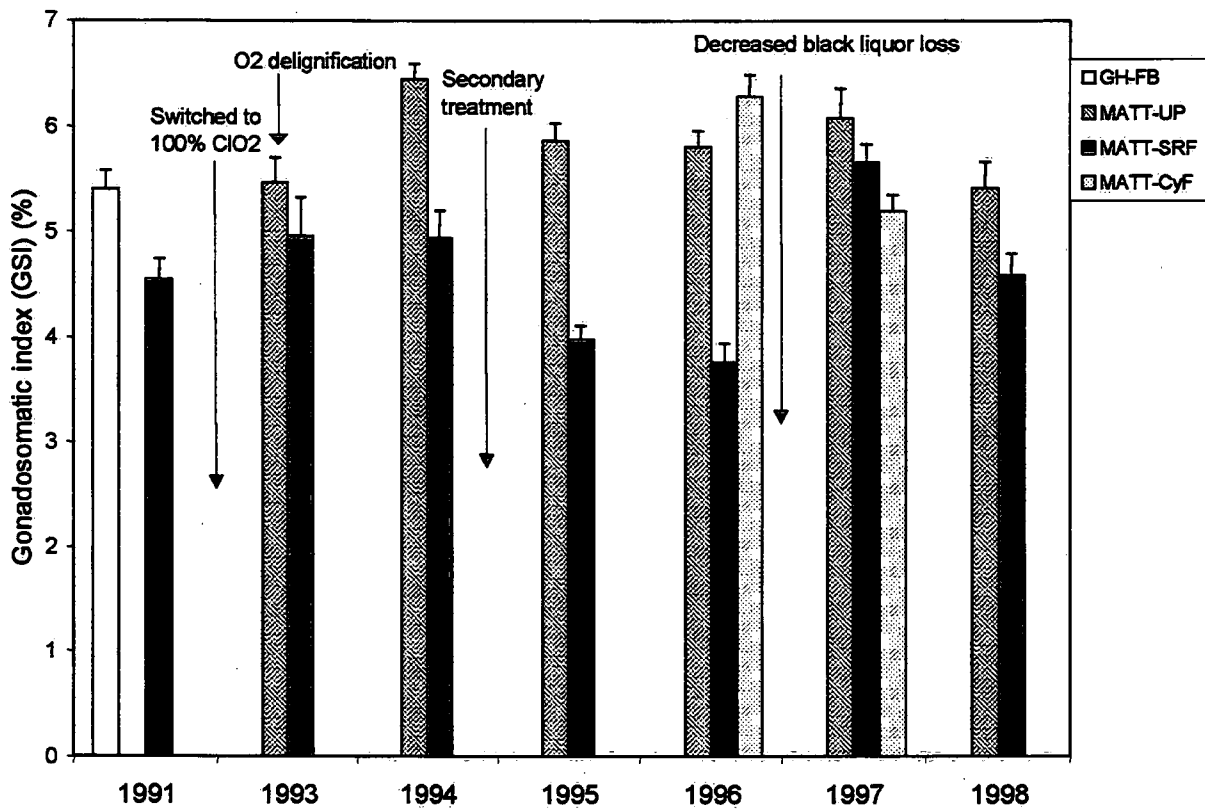


Figure 7-7 : Taille relative des gonades, exprimée en % d'indice gonadosomatique (IGS), des meuniers noirs femelles prélevés dans la rivière Groundhog à Fauquier Bridge (GH-FB), la rivière Mattagami en amont (MATT-UP), en aval à Smooth Rock Falls (MATT-SRF) et à Cyprus Falls (MATT-CyF), de 1991 à 1998

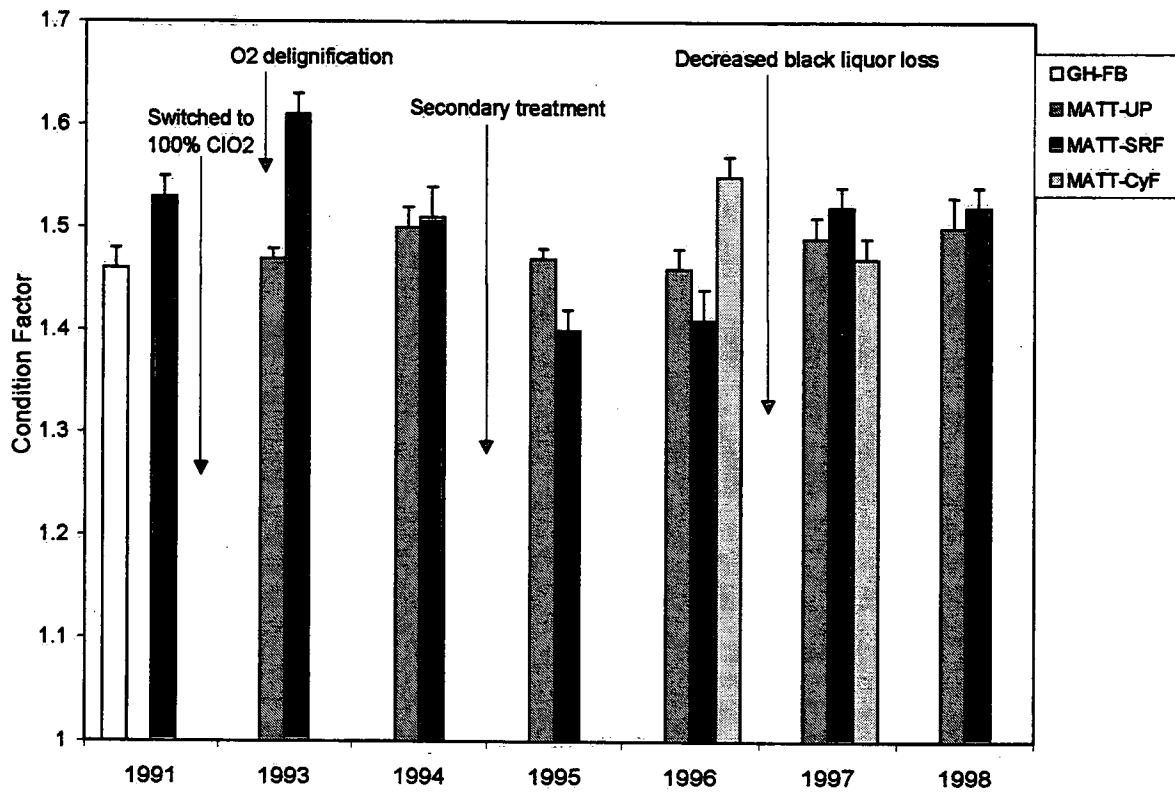


Figure 7-8 : Coefficient de condition (K) des meuniers noirs femelles prélevés dans la rivière Groundhog à Fauquier Bridge (GH-FB), la rivière Mattagami en amont (MATT-UP), en aval à Smooth Rock Falls (MATT-SRF) et à Cyprus Falls (MATT-CyF), de 1991 à 1998

paramètres. (Les poissons en amont et en aval de la rivière Mattagami ont eux aussi connu une performance médiocre en 1996, comparativement à 1995 et 1994.) Cela laisse supposer que les sites de Carmichael Falls et de Fauquier Bridge sur la rivière Groundhog devraient montrer les mêmes réponses dans une même année (c.-à-d., une mauvaise année sur un site devrait correspondre à une mauvaise année sur l'autre site).

Tableau 7-3
Coefficient de condition (K), indices ISH et IGS chez les meuniers noirs mâles et femelles prélevés dans les sites de la rivière Kapuskasing [Moyenne \pm ÉT (n)]

Sexe	Site	Année	K ₁	ISH ₃	IGS ₂
Mâle	Two Bridges	1994	1,54 \pm 0,02 (28)	1,80 \pm 0,09 (27)	6,16 \pm 0,13 (24)
		1995	1,49 \pm 0,02 (21)	1,32 \pm 0,05 (21)	7,87 \pm 0,33 (20)
		1996	1,42 \pm 0,02 (17)	1,16 \pm 0,07 (16)	7,43 \pm 0,30 (17)
	Freddy Flatts	1994	1,54 \pm 0,03 (14)	1,46 \pm 0,06 (14)	5,84 \pm 0,14 (14)
		1995	1,42 \pm 0,02 (31)	1,20 \pm 0,04 (31)	6,41 \pm 0,19 (31)
		1996	1,39 \pm 0,02 (29)	0,94 \pm 0,04 (28)	6,12 \pm 0,19 (29)
	Woman Falls	1994	1,43 \pm 0,02 (6)	0,91 \pm 0,08 (6)	5,67 \pm 0,17 (6)
		1995	1,37 \pm 0,02 (18)	0,88 \pm 0,04 (18)	6,31 \pm 0,31 (18)
		1996	1,36 \pm 0,02 (20)	0,84 \pm 0,03 (20)	5,60 \pm 0,17 (20)
Femelles	Two Bridges	1994	1,49 \pm 0,02 (24)	1,79 \pm 0,07 (24)	5,86 \pm 0,15 (24)
		1995	1,48 \pm 0,01 (33)	1,56 \pm 0,04 (25)	4,89 \pm 0,13 (25)
		1996	1,37 \pm 0,01 (35)	1,36 \pm 0,03 (34)	4,23 \pm 0,10 (33)
	Freddy Flatts	1994	1,48 \pm 0,04 (12)	1,74 \pm 0,06 (12)	5,31 \pm 0,28 (12)
		1995	1,48 \pm 0,02 (28)	1,67 \pm 0,05 (28)	5,85 \pm 0,17 (28)
		1996	1,41 \pm 0,02 (26)	1,24 \pm 0,03 (26)	4,38 \pm 0,16 (26)
	Woman Falls	1994	1,48 \pm 0,02 (19)	1,29 \pm 0,04 (18)	5,76 \pm 0,18 (19)
		1995	1,42 \pm 0,02 (25)	1,32 \pm 0,07 (24)	4,99 \pm 0,14 (25)
		1996	1,36 \pm 0,02 (38)	1,18 \pm 0,03 (38)	4,41 \pm 0,11 (38)

¹ Coefficient de condition (K) = 100 (poids) / longueur³

² IGS (indice gonadosomatique) = 100 (poids des gonades / poids total - poids des gonades)

³ ISH (indice somatique hépatique) = 100 (poids du foie/poids total - poids du foie)

Des conclusions sont difficiles à tirer en raison de la variabilité, mais les meuniers noirs mâles et femelles prélevés à Fauquier Bridge en 1997 montraient un plus mauvais coefficient de condition, un foie plus petit et des gonades plus petites que les poissons prélevés en 1991 ou 1993 (tableau 7-4). Toutefois, ces poissons n'étaient pas significativement différentes de ceux prélevés en amont du barrage ou plus en aval de la rivière Groundhog (à Whist Falls) en 1997. Notre conclusion serait qu'il n'y a pas eu de baisse marquée dans la condition de ces poissons à Fauquier en aval de la centrale au fil de l'eau, mais des études devraient se poursuivre afin de surveiller la situation sur ces sites. Les données fournies par l'analyse des isotopes stables (Farwell, 2000) ont également permis de conclure qu'il n'y a pas eu de changements dans les niveaux des nutriments ou dans le cycle de nutrition au site de Fauquier Bridge qui pourraient être imputables à la construction récente d'un barrage.

Tableau 7-4
Coefficient de condition (K), indices ISH et IGS chez les meuniers noirs mâles et femelles prélevés dans les sites de la rivière Groundhog [Moyenne ±ÉT (n)]

Sexe	Site	Année	K ₁	ISH ₃	IGS ₂
Mâle	Carmichael Falls	1996	1,43 ± 0,03 (18)	0,83 ± 0,06 (18)	6,67 ± 0,19 (18)
	Carmichael Falls	1997	1,47 ± 0,02 (25)	0,92 ± 0,04 (24)	6,27 ± 0,24 (25)
	Fauquier Bridge	1991	1,59 ± 0,03 (4)	0,88 ± 0,06 (4)	7,56 ± 0,93 (4)
	Fauquier Bridge	1993	1,48 ± 0,02 (13)	0,87 ± 0,05 (13)	6,47 ± 0,34 (15)
	Fauquier Bridge	1994	1,35 ± 0,02 (5)	0,90 ± 0,08 (5)	5,60 ± 0,55 (5)
	Fauquier Bridge	1995	1,47 ± 0,02 (20)	1,02 ± 0,04 (20)	6,76 ± 0,24 (20)
	Fauquier Bridge	1997	1,39 ± 0,02 (18)	0,77 ± 0,03 (25)	5,94 ± 0,24 (18)
	Whist Falls	1997	1,42 ± 0,02 (24)	0,79 ± 0,03 (25)	5,51 ± 0,23 (24)
Femelles	Carmichael Falls	1996	1,42 ± 0,02 (21)	1,17 ± 0,04 (21)	5,50 ± 0,19 (21)
	Carmichael Falls	1997	1,41 ± 0,02 (27)	1,23 ± 0,04 (27)	5,36 ± 0,15 (27)
	Fauquier Bridge	1991	1,46 ± 0,02 (18)	1,39 ± 0,05 (18)	5,40 ± 0,18 (18)
	Fauquier Bridge	1993	1,51 ± 0,03 (10)	1,36 ± 0,07 (10)	5,12 ± 0,20 (10)
	Fauquier Bridge	1994	1,36 ± 0,02 (22)	1,18 ± 0,04 (20)	4,76 ± 0,20 (21)
	Fauquier Bridge	1995	1,46 ± 0,02 (39)	1,54 ± 0,03 (32)	5,20 ± 0,14 (32)
	Fauquier Bridge	1997	1,34 ± 0,02 (21)	1,18 ± 0,04 (21)	4,57 ± 0,12 (21)
	Whist Falls	1997	1,45 ± 0,02 (23)	1,07 ± 0,03 (22)	4,22 ± 0,12 (23)

¹ Coefficient de condition (K) = 100 (poids) / longueur³

² IGS (indice gonadosomatique) = 100 (poids des gonades / poids total - poids des gonades)

³ ISH (indice somatique hépatique) = 100 (poids du foie / poids total - poids du foie)

7.3 Données des populations de poissons, recueillies durant les évaluations des espèces indicatrices

La méthode basée sur les effets décrite dans le présent rapport porte surtout sur les caractéristiques d'évolution et de performance des espèces de poissons indicatrices. Des informations précieuses sur les peuplements ichtyologiques sont également obtenues durant la collecte de données sur les espèces indicatrices qui peuvent servir à examiner certains aspects des peuplements de poissons. Il est difficile de bien réaliser des analyses de ces peuplements, car elles prennent du temps, exigent plusieurs types de dispositifs de capture et, dans de nombreux cas, les indices disponibles sont influencés par des espèces rares. Dans la plupart des cas, les renseignements sur l'évolution sont indispensables pour évaluer pleinement les données recueillies. Les aspects importants des peuplements de poissons à examiner comprennent les communautés biotiques d'espèces, l'abondance relative et les similarités des sites. Comme dans le cas des données sur les espèces de poissons indicatrices, les principaux aspects de l'examen des données seront les informations de base, la variabilité d'une année à l'autre et les tendances dans le temps.

7.3.1 Comparaisons des communautés d'espèces d'un site à l'autre

Les données de peuplements recueillies dans le cadre du présent programme d'étude provenaient essentiellement des prises effectuées durant la pêche au filet maillant. Les espèces de petites tailles ont été capturées pendant des prélèvements de perches-truites, mais ces prélèvements n'ont pas été réalisés dans tous les sites ; par conséquent, les données ne seront pas présentées ici. Les données concernant les peuplements du bassin versant de la rivière Moose étaient basées sur des prises de pêche au filet maillant de 4 pouces, et parfois de 3,5 pouces, ce qui fait que les espèces de petites tailles présentes dans l'écomilieu ne sont pas représentées.

Lorsque que l'on compare des espèces d'un site à l'autre, les données ne sont pas une représentation idéale du peuplement, ni de l'abondance relative. Seyler (1997) a compté 20 espèces dans l'écomilieu de la rivière Missinaibi, 18 dans celui de la rivière Kapuskasing, 23 dans celui de la rivière Groundhog, 28 dans celui de la rivière Mattagami, et 25 dans le bassin fluvial de la rivière Abitibi (le tout résumé dans les tableaux 5-1 et 5-2). Durant nos opérations de prélèvement au moyen des filets maillants, seulement 10 espèces étaient généralement capturées. Les prélèvements de poissons se sont poursuivis jusqu'à ce que 20 meuniers noirs adultes mâles et 20 meuniers noirs adultes femelles soient capturés. Dans les sites où les meuniers noirs pouvaient être capturés rapidement, les données du peuplement ne sont pas aussi complètes que celles recueillies dans les sites où le prélèvement était plus difficile. Dans le dernier cas, il était en effet plus courant de déplacer les filets dans plusieurs directions pour essayer de capturer davantage de poissons.

Durant nos campagnes de prélèvement, nous avons capturé des meuniers noirs dans tous les sites. L'esturgeon était plus abondant dans les sites plus au nord, notamment ceux de la rivière Missinaibi en aval de Thunderhouse Falls, de la rivière Groundhog en aval de Carmichael Falls, en aval de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami, et dans les sites

les plus en aval sur les rivières Frederickhouse et Abitibi (figure 7-9). Dans les sites les plus en amont (au sud), le meunier noir, le brochet, le doré jaune et le meunier rouge constituaient >80 % des peuplements de poissons.

La principale question est de savoir si les données recueillies ont trouvé des peuplements de poissons différents d'une rivière à l'autre. Pour cela, nous avons réalisé une analyse multidimensionnelle non métrique (AMDNM) des communautés des espèces (pour savoir quelles espèces de poissons coexistent) et des sites (pour déterminer quels sites contiennent des espèces semblables). En termes des communautés des espèces, les axes X et Y représentent les rapports relatifs des espèces. En examinant l'axe des X de l'analyse AMDNM (figure 7-10), on constate que la différence maximale entre les sites apparaît lorsqu'on compare l'esturgeon jaune et le meunier noir. L'esturgeon jaune, le suceur rouge et la laquaiche aux yeux d'or coexistent dans les mêmes sites, mais dans des régions où il n'y a pas de meuniers noirs. Sur l'axe des Y de l'analyse AMDNM, on voit que le meunier rouge et l'esturgeon jaune ne coexistent pas très souvent. Étant donné que la figure 7-10 est basée sur le pourcentage de composition des espèces, les espèces rares n'ont pas vraiment contribué à la discrimination : elles sont concentrées au centre du graphique.

La comparaison des sites a permis de vérifier quels sites avaient des peuplements de poissons semblables (figure 7-11). On voit clairement que les sites de la rivière Abitibi (AUP, ADS, AUP2, FH, FHLK) et les sites les plus en aval sur les rivières Missinaibi (TH), Groundhog (WST) et Mattagami (KIP) sont différents. Les sites des rivières Abitibi et Frederickhouse sont différents en raison de la présence de laquaiches aux yeux d'or et de corégones, et aussi de l'importance relative accrue de meuniers rouges et de dorés jaunes.

Les sites en aval sont très différents en raison de la forte prédominance d'esturgeons jaunes aux endroits les plus proches des basses terres de la baie d'Hudson. Les autres sites étaient comparables en termes de peuplements de poissons. Les peuplements dans les sites près de Fauquier Bridge sur la rivière Groundhog (FB) variaient d'une année à l'autre. Comme il était difficile de prendre des meuniers noirs dans ce site, l'emplacement du prélèvement a été un peu modifié d'une année à l'autre, ce qui a permis de connaître plus de succès (en termes de meuniers noirs) durant les années où le site se situait en amont du pont. Il est important d'observer la variabilité des peuplements de poissons d'une année à l'autre ; certains sites ont été échantillonnés chaque année (site en amont de la rivière Mattagami), tandis que d'autres n'ont été visités qu'une seule fois durant toute la campagne de prélèvement.

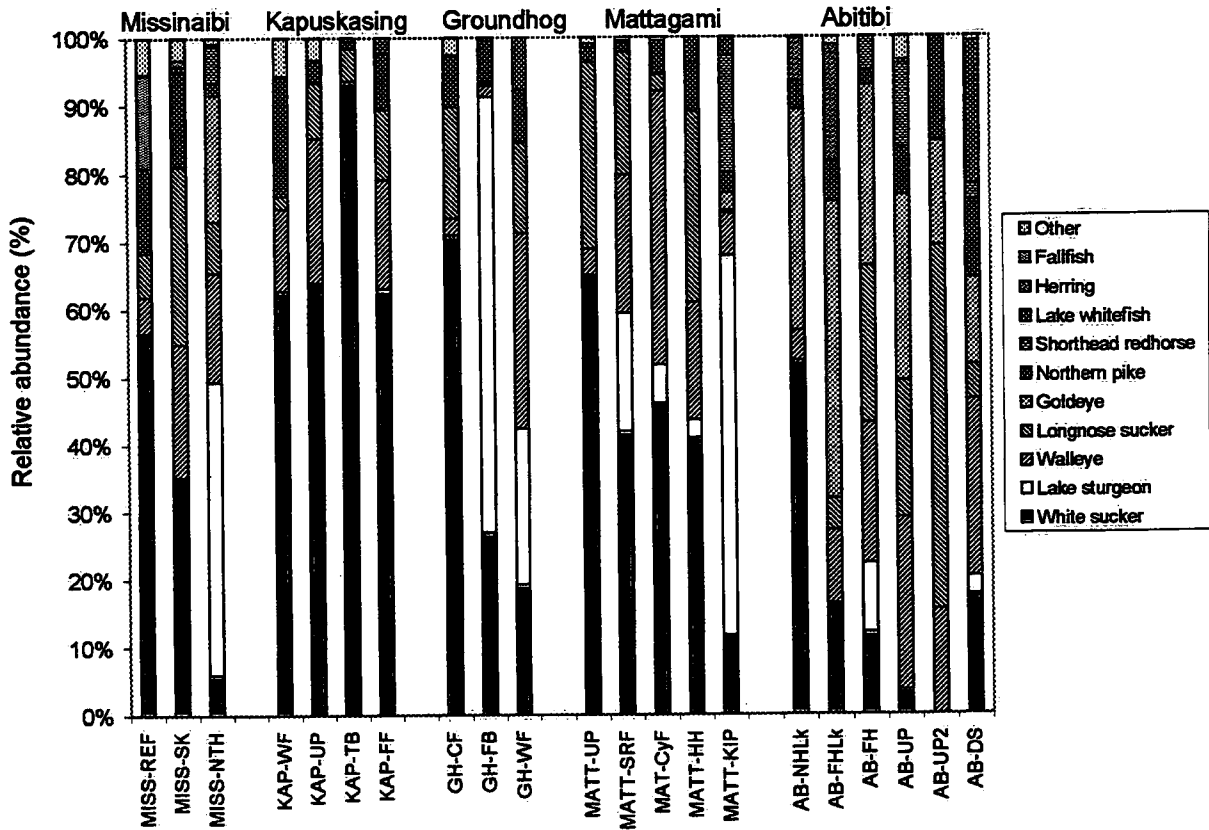


Figure 7-9 : Peuplements de poissons du bassin versant de la rivière Moose exprimés en abondance relative (%). Les données sont rassemblées par année et les sites sont présentés d'amont en aval pour chaque affluent

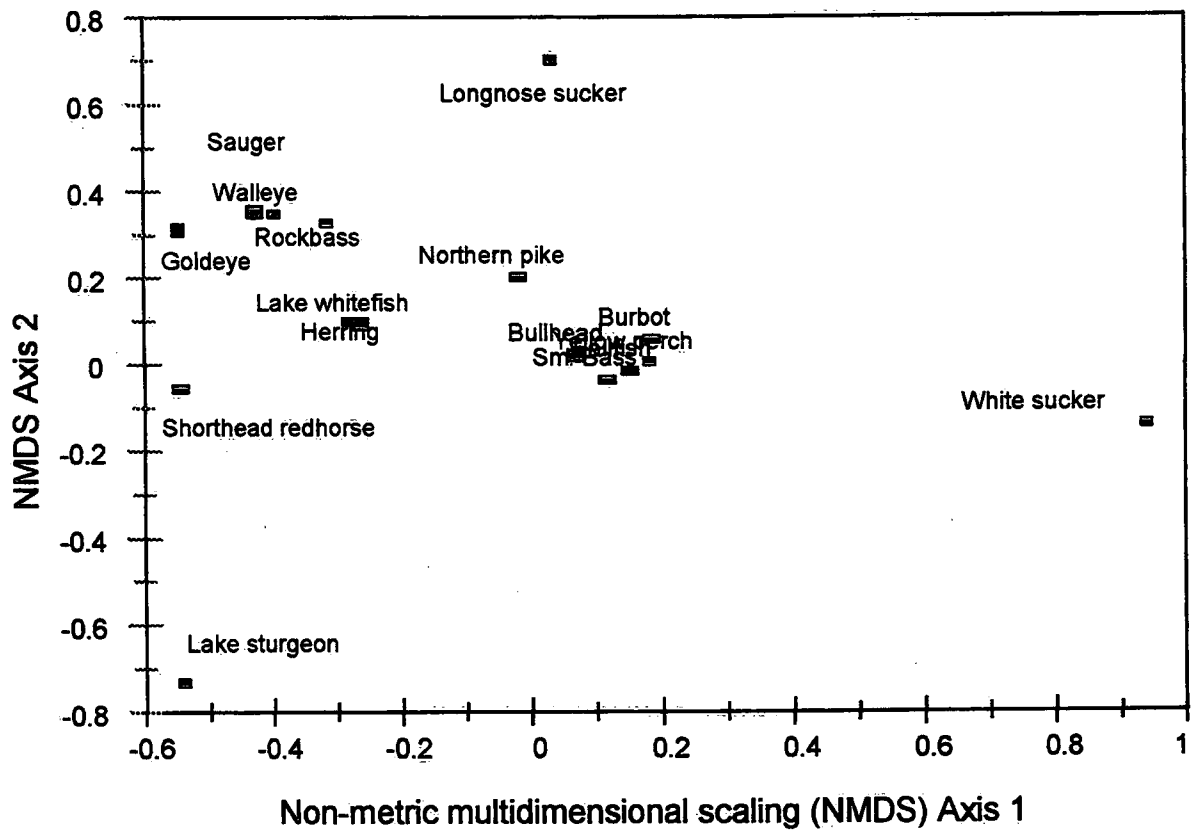


Figure 7-10 : Analyse multidimensionnelle non métrique (AMDNM) des communautés d'espèces de poissons prélevés dans le bassin versant de la rivière Moose

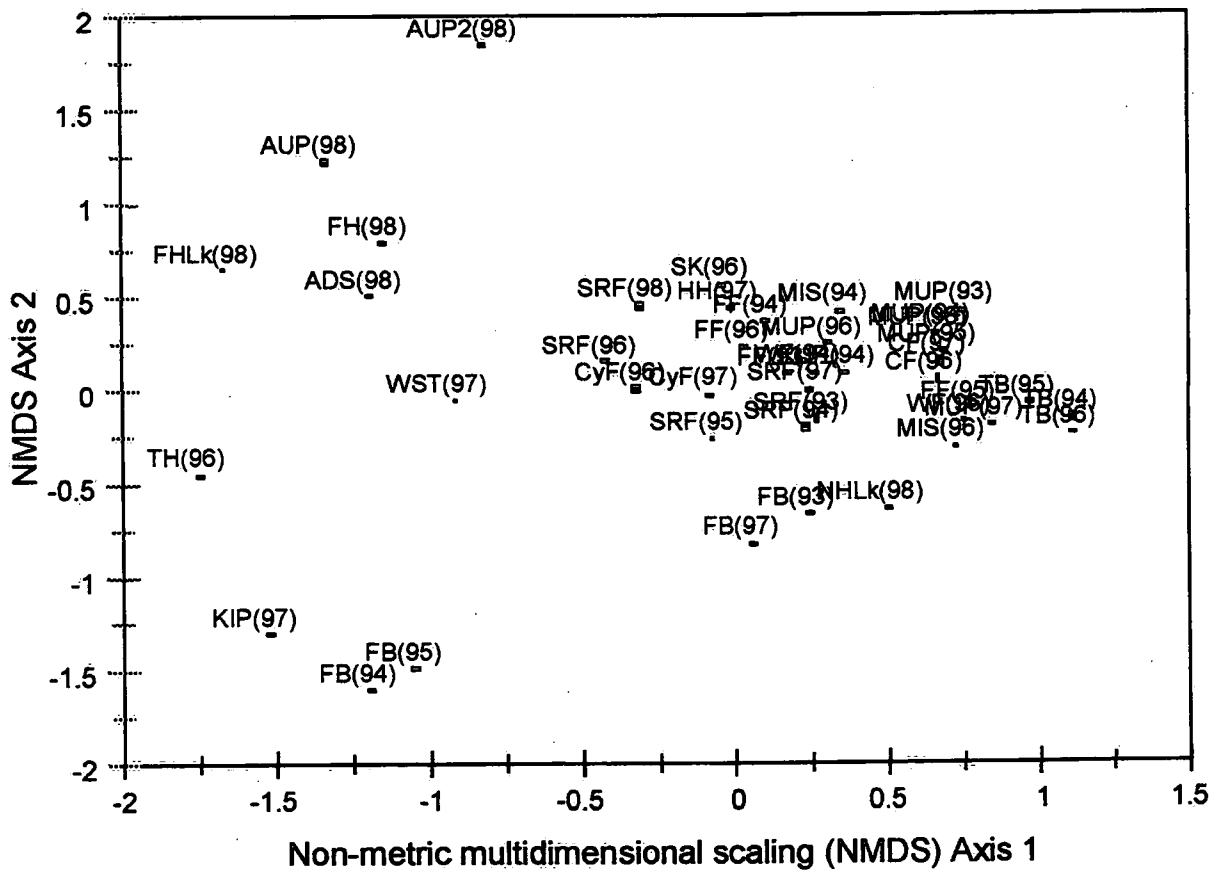


Figure 7-11 :Analyse multidimensionnelle non métrique (AMDNM) des comparaisons des sites au niveau des communautés des espèces

7.3.2 Variabilité d'une année à l'autre dans un site

7.3.2.1 Abondance relative des espèces

On peut constater la variabilité d'une année à l'autre chez les espèces capturées dans les sites sur la rivière Mattagami en amont et en aval de Smooth Rock Falls. Des échantillons ont été prélevés dans ces sites chaque année, de 1993 à 1998, à la fin août ou en septembre. Le peuplement de poissons du site de référence en amont était semblable, d'une année à l'autre (figure 7-12), le meunier noir étant l'espèce dominante pour toutes les prises (de 60 à 80 %). Les espèces dominantes suivantes étaient, dans l'ordre : le meunier rouge, le doré jaune et le brochet.

Le meunier noir constitue l'espèce de grand poisson la plus courante que l'on trouve dans la plupart des lacs ou des rivières d'eau douce au Canada ; cette espèce a servi dans plus de la moitié des études sur les rejets des usines de pâtes et papiers durant le suivi du premier cycle des effets environne-mentaux (Environnement Canada, 1997a).

Les données sur la structure des peuplements recueillies au cours de la période de l'étude constituent une bonne indication des espèces de grands poissons présents dans les cours d'eau (tels qu'ils ont été échantillonnés par la pêche au filet maillant) et, de fait, les données totalisées représentent la meilleure indication de ce à quoi ressemble le peuplement dans un site. Il est important de se rappeler que même si l'on a recueilli des espèces rares sur lesquelles on possède des données s'étalant sur plusieurs années, ces espèces ne constituent pas une grande proportion du peuplement.

7.3.2.2 Nombre total de poissons capturés

On a trouvé une différence très prononcée entre les sites en termes du nombre total de poissons capturés, ce nombre variant de <20 dans le site en amont de Iroquois Falls sur la rivière Abitibi, à >1000 dans celui de Thunderhouse Falls sur la rivière Missinaibi (figure 7-13). Comme on l'a mentionné plus tôt, les prélèvements de poissons étaient interrompus dès que le nombre prévu de 20 meuniers noirs mâles et 20 meuniers noirs femelles étaient recueillis, ce qui donnait une abondance relative de poissons à différentes sites. Dans certains sites, comme le lac Nighthawk sur la rivière Frederickhouse, le nombre voulu de meuniers noirs a été atteint (voire dépassé) en une seule nuit. Dans certains cas, l'abondance a augmenté à mesure que se familiarisait avec le site et que les filets maillants étaient ajustés en conséquence. Dans 19 cas sur 24, le prélèvement des poissons réalisé dans le même site au cours des années consécutives a permis de prendre plus de poissons que l'année précédente.

Les prises par unité d'effort (PUE) ont été normalisées, pour les meuniers noirs, au nombre de poissons capturés, par nuit, par 100 m de filet maillant (figures 7-13 et 7-14). La variabilité peut s'avérer considérable d'une année à l'autre et d'un site à l'autre, ce qui fait que cet indicateur de l'abondance relative est difficile à utiliser, sauf pour les cas extrêmes.

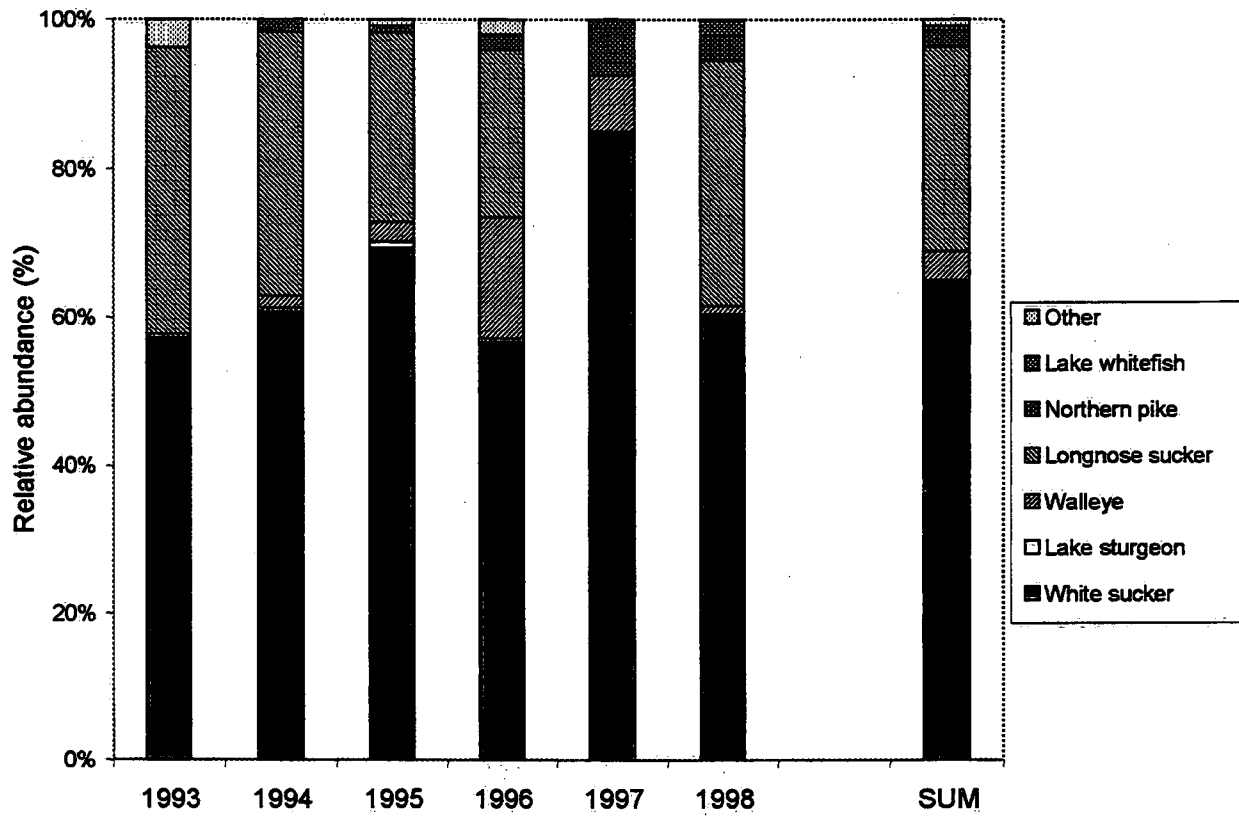


Figure 7-12 : Modification d'année en année, exprimée en abondance relative (%), des peuplements de poissons en amont de la rivière Mattagami, de 1993 à 1998. SUM = sommaire des changements au cours des années

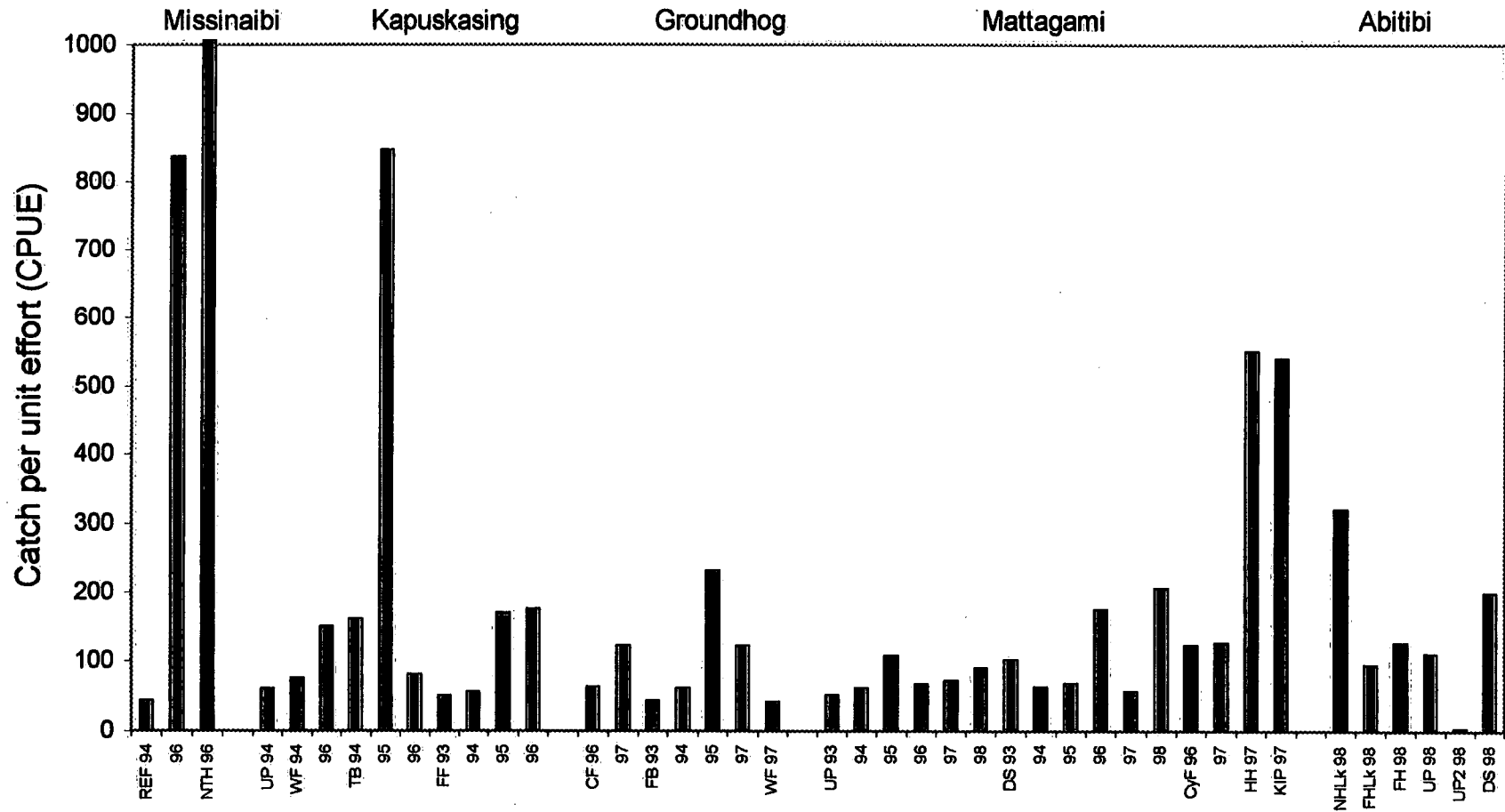


Figure 7-13 : Prise totale de toutes les espèces de poissons dans les rivières Missinaibi, Kapuskasing, Groundhog, Mattagami et Abitibi. La répétition des sites correspond aux années consécutives de capture. Les prises par unité d'effort n'étaient pas disponibles pour la rivière Missinaibi à Skunk Island ou la rivière Kapuskasing à Woman Falls en 1995.

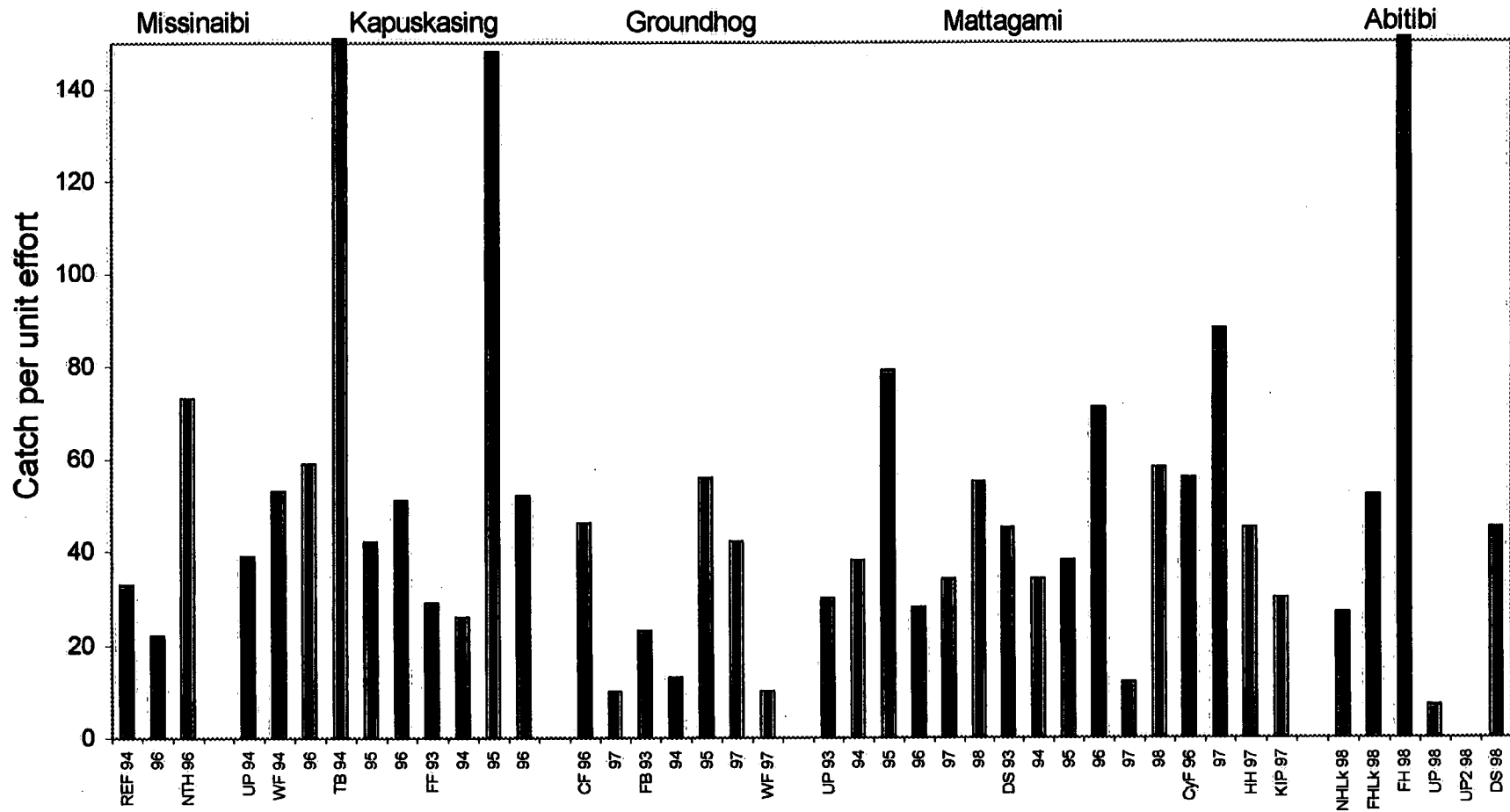


Figure 7-14 : Prises par unité d'effort (PUE) de meuniers noirs dans les rivières Missinaibi, Kapuskasing, Groundhog, Mattagami et Abitibi. Les PUE sont normalisées au nombre de meuniers noirs capturés, par nuit, par 100 m de filet. La répétition des sites correspond aux années consécutives de capture.

Par exemple, le meunier noir n'a pu être capturé dans le site en amont de Iroquois Falls sur la rivière Abitibi, mais il était très abondant dans la rivière Frederickhouse (figures 7-13 et 7-14).

Dans un même site, il pouvait y avoir une différence 10 fois plus grande d'une année à l'autre dans le nombre total de poissons capturés, ou encore une différence 6 fois plus grande dans les prises par unité d'effort (PUE). Les données sur les PUE et l'abondance totale ne sont pas un bon indicateur de performance, sauf dans les cas extrêmes tels que Thunderhouse Falls sur la rivière Missinaibi (NTH96), où le nombre de poissons capturés était très élevé, et à Iroquois Falls sur la rivière Abitibi en aval de l'usine à papier (UP2 98), où le nombre de poissons capturés était très faible (figures 7-13 et 7-14).

8. ÉVALUATION DES CHANGEMENTS DANS LA PERFORMANCE DES POISSONS

La capacité à interpréter les possibilités que des nouveaux aménagements industriels auront des conséquences préjudiciables sur la performance de l'écosystème visé va dépendre du processus d'évaluation des risques (spécialement adaptée à chaque site particulier) et de l'examen de la relation entre les nouveaux agents stressants liés à ces aménagements et les facteurs qui limitent déjà présentement la performance de l'écosystème en question. Ce processus et cet examen exigent de savoir identifier, de façon spécifique à chaque site, les informations nécessaires pour évaluer la performance de l'écosystème. Les méthodes décrites ici se basent sur la mesure de la performance des poissons pour aboutir à une compréhension de "l'état environnemental accumulé" correspondant aux conditions existantes. Elles ne dépendent pas d'une identification exhaustive des agents stressants et des éléments d'évaluation de l'écosystème ; elles dépendent plutôt de l'emploi de la performance des poissons d'une manière itérative pour identifier les facteurs environnementaux qui limitent présentement la performance de l'écomilieu visé.

Selon les objectifs originaux de l'évaluation, les données obtenues peuvent servir à bien cibler l'évaluation, à élaborer les modèles prédictifs et à définir les programmes subséquents de suivi post-aménagement. L'engagement à assurer un suivi est essentiel car il permet de reconnaître que les modèles prédictifs seront basés sur une compréhension incomplète de l'écosystème, et aussi parce qu'il fournit la base de données continue permettant un ajustement des décisions et des fréquences du suivi.

Ce chapitre explique comment les données devraient être utilisées pour permettre d'identifier les aspects dommageables de la performance des populations de poissons résidents (figure 8-1). Ces données servent ensuite à évaluer les facteurs limitatifs de la performance des poissons. Les études du bassin versant de la rivière Moose vont servir d'exemple pour aider à comprendre ce processus. Un programme d'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) doit être progressif pour être économique. Il doit comporter des phases successives visant à déterminer : s'il existe des réponses au sein du milieu visé, si ces réponses peuvent être confirmées, quelle est l'étendue géographique des impacts, et si cette zone d'impact devient plus grande ou plus petite (Hodson *et al.*, 1996).

En plus de leur utilité dans l'ÉEC basée sur les effets, les données obtenues sur la performance des poissons à partir d'un prélèvement régional, comme dans le cas des études du bassin versant de la rivière Moose, peuvent servir à :

- a) établir une reconnaissance de l'étendue géographique et de l'ampleur des changements ;
- b) détecter des sites où se manifestent déjà de sérieuses préoccupations ;

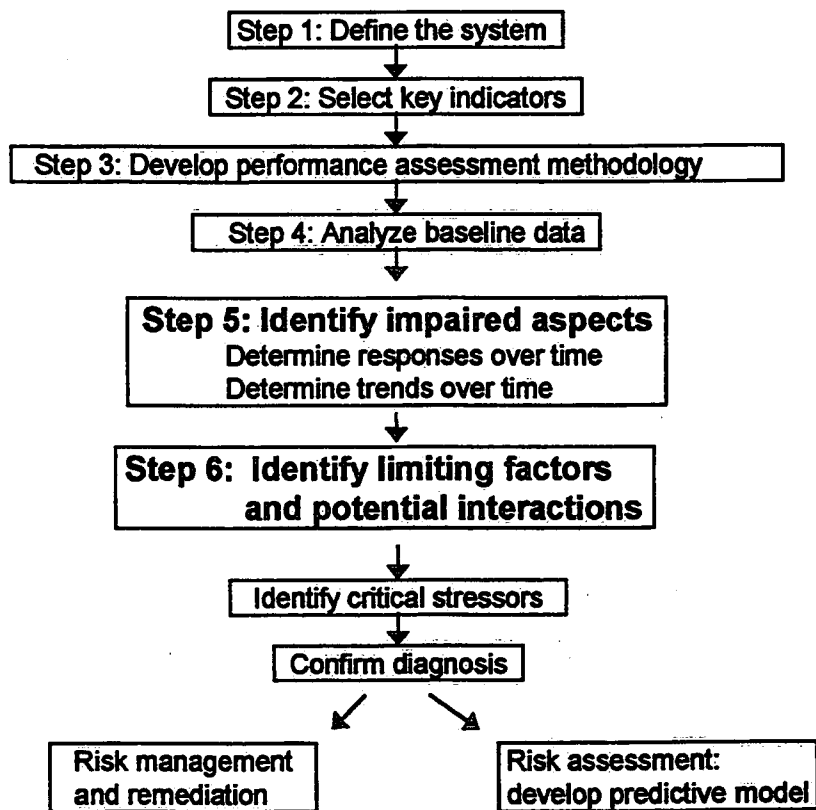


Figure 8-1 : Cinquième et sixième étape dans l'évaluation guidée par les effets: Identifié les aspects impaire et les facteurs limitant

- c) surveiller la performance de l'écomilieu dans le temps, à mesure que l'on procède à des mesures palliatives ou à des changements de procédé ;
- d) définir les besoins de données de référence pour les futurs aménagements industriels ;
- e) détecter les sites non exploités où l'on découvre des niveaux de performance trop bas par rapport aux prévisions, en l'absence de tout aménagement industriel.

Toute évaluation sera basée, en partie, sur la détermination d'une quantité maximale prédéfinie de changement qui sera tolérée comme preuve de l'absence de dégâts. Cette quantité de changement tolérable n'est pas statique ; elle peut être ajustée d'après des facteurs propres au site et d'après une connaissance de la structure de l'écomilieu existant. La définition du terme "absence d'impact" doit être prise comme point de départ ou ligne de démarcation. La position de cette ligne peut être ajustée vers le haut (sensibilité moindre : population intacte) ou vers le bas (comme en Suède : aucun dégât biochimique), mais c'est une ligne définitive.

8.1 Hypothèses de base pour définir la performance des poissons

La méthode basée sur les effets dépend de la définition de ce qui est "sain" et ne tente pas d'identifier ce qui "n'est pas sain". L'évaluation basée sur les effets que nous avons élaborée dépend de l'hypothèse que les poissons qui montrent une répartition normale de l'âge, une croissance et une reproduction normales et stockent l'énergie vitale normalement, sont normaux. Tout aménagement ou agent stressant qui n'entrave pas la faculté des poissons résidents à grandir, à survivre ou à se reproduire, satisfait à la capacité de tolérance de l'écomilieu en question. La méthode ne présume pas que la croissance, la reproduction et la survie doivent être protégées ; elle suppose qu'un sous-échantillon "n" de mâles et de "n" femelles dans une populations sauvage montrant une croissance, une reproduction et une répartition de l'âge normales constitue une preuve suffisante pour démontrer que les populations de poissons sont saines et s'inscrivent dans la capacité de tolérance des agents stressants par l'écomilieu visé.

La question qui se pose alors est : que faut-il faire lorsque les poissons n'exhibent pas les niveaux souhaitables de performance, et comment pouvons-nous identifier les facteurs responsables des changements dans les niveaux de performance. Bien qu'il existe un grand nombre d'agents stressants potentiels auxquels les poissons pourraient être exposés, le nombre de possibilités de réponse des poissons à ces agents est limité. La recherche documentaire dans les publications spécialisées rendant compte du développement de cette méthode a permis d'identifier cinq réponses éventuelles des poissons aux agents stressants (Munkittrick et Dixon, 1989a,b) :

- a) mortalité des adultes
- b) insuffisance de recrutement

- c) impacts sur les juvéniles
- d) restriction de nourriture
- e) rupture de niche écologique (changement au niveau de l'alimentation ou de la compétition)

Des recherches ultérieures ont mis en lumière d'autres tendances qui ont été observées, notamment des réponses au stress métabolique (Munkittrick *et al.*, 1991) et des insuffisances chroniques de recrutement (Gibbons et Munkittrick, 1994). Les relations entre les diverses tendances de réponses ont été redéfinies par Gibbons et Munkittrick (1994) de façon à prendre en compte les nouvelles données et la meilleure compréhension de ces relations ; des modifications supplémentaires ont été apportées en 1997 par Gibbons. Ces tendances sont brièvement décrites ci-après.

8.2 Réponses possibles des poissons aux agents stressants

Les tendances des réponses constituent en principe une indication des éventuels facteurs pouvant restreindre la performance des poissons ; elles ne doivent donc pas être jugées définitives. Leur but est d'aiguiller et de préparer la planification d'études de suivi. Dans un cadre de gestion adaptative, un engagement à un suivi et une évaluation continus est essentiel pour atteindre un niveau suffisant de compréhension afin de gérer l'écomilieu comme il convient. Des études initiales qui mettent en évidence l'absence de classes de poissons plus jeunes devraient mener à d'autres études plus ciblées qui aideraient à déterminer pourquoi il existe des insuffisances de recrutement ; ces études aboutiront à l'identification des agents stressants qui restreignent la performance des poissons.

De même, si des sites révèlent des poissons plus chétifs avec un coefficient de condition plus réduit, un foie plus petit et un niveau de reproduction plus médiocre, on peut conclure à une hypothèse de restriction alimentaire (Munkittrick et Dixon, 1989a,b ; Gibbons et Munkittrick, 1994). Des études de suivi, que l'on mènera de façon progressive, devraient chercher à : déterminer dans quelle mesure la restriction alimentaire est réelle (cohérente), définir l'étendue géographique du changement et vérifier s'il existe des différences écologiques évidentes qui appuient cette conclusion (par ex., changements dans l'abondance des poissons ou disponibilité de nourriture). L'objectif ultime serait de définir pourquoi il y a restriction alimentaire dans cet écomilieu.

Si l'objectif de l'évaluation était de caractériser les impacts possibles d'un aménagement existant, le fait de savoir que le stress dominant représente la restriction alimentaire va permettre d'orienter les futures études, les hypothèses se concentrant sur les facteurs susceptibles d'être associés à cette restriction alimentaire. En cas d'études de référence pour un projet d'aménagement, le fait de savoir qu'il existe une éventuelle restriction alimentaire dans l'écomilieu avant le début des travaux aidera à concevoir des stratégies

d'atténuation et des programmes spécifiques de suivi. Toute évaluation acceptable des risques imputables aux conséquences des nouveaux aménagements doit prendre en compte le fait, s'il est avéré, que les poissons résidents sont déjà stressés en termes de disponibilité de nourriture et ce, avant même tout rejet (ou mise en place d'un réservoir de retenue, etc.). L'évaluation des risques peut alors caractériser les éventuels inconvénients supplémentaires associés au nouvel aménagement, et prévoir comment ils pourraient interagir avec les facteurs qui limitent déjà la performance des poissons dans l'écomilieu.

Des changements intégrés comparables peuvent être perçus dans les populations de poissons confrontées à une plus grande compétition, à des insuffisances de recrutement ou à l'exploitation par l'homme. L'évaluation basée sur la performance se consacre à la classification et à l'interprétation des réponses des poissons, de même que sur l'identification des agents possiblement responsables ; pour cela, elle utilise un plan d'ensemble spécialement conçu pour interpréter les réponses des populations de poissons (Munkittrick et Dixon, 1989a,b ; Munkittrick, 1992, Gibbons et Munkittrick, 1994). Le plan d'ensemble est utilisé de façon itérative pour produire des hypothèses axées spécifiquement sur des études de suivi des aspects de la performance qui répondent aux agents stressants dans l'écomilieu.

Gibbons et Munkittrick (1994) ont catégorisé les mécanismes sous-jacents des réponses des poissons d'après les impacts des agents stressants sur : la disponibilité de nourriture et de l'habitat, et leur utilisation ; la mortalité des adultes, des juvéniles et des larves et/ou des oeufs ; la capacité à absorber ou à traiter la nourriture (conversion de l'énergie). Vu que l'absence de poissons est un paramètre difficile à surveiller, on étudie les changements que subissent les poissons comme fil directeur de l'évaluation. On a constaté que chacun de ces effets permettait d'identifier des changements dans la survie des poissons encore présents et, à ce jour, on a documenté au moins huit schémas de réponses dans les publications spécialisées (Gibbons et Munkittrick, 1994). Même si, dans la structure révisée, il peut exister d'autres schémas de réponses non encore identifiés, les schémas documentés pourraient être liés de façon conceptuelle dans une progression des réponses à un agent stressant.

La réponse représente en fait un indice de la façon dont la population de poissons visée en est arrivée à son état actuel ; elle ne constitue pas nécessairement des tendances futures. Plus spécifiquement, le plan d'ensemble décrit la progression et la direction des réponses des poissons aux détériorations de la disponibilité de nourriture et d'habitat, des taux de mortalité et de la déficience physiologique. Alors que certains schémas peuvent être très stables, d'autres ne représentent que des états transitoires. Les voies des réponses forment la base de l'interprétation des résultats de l'échantillonnage initial et facilitent l'identification du schéma et de la voie des réponses, le mode d'action probable au sein de la population de poissons, et la stratégie des futures études de suivi (tableau 8-1).

Tableau 8-1

Schémas généralisés des réponses des populations de poissons à des changements de populations (adapté de Munkittrick et Dixon, 1989a,b ; Gibbons et Munkittrick, 1994).

Schéma généralisé	Causes des changements	Études de suivi	Répartition de l'âge	Utilisation de l'énergie	Réserve d'énergie
Exploitation	Compétition réduite entre adultes associée à la mortalité ou eutrophisation	Examiner la disponibilité des ressources alimentaires et la densité de la population	Décalage vers les plus jeunes	Accrue	Accrue
Insuffisance de recrutement	Décalage vers des classes d'âge plus élevé, associé à des baisses des taux de reproduction	Examiner en détail l'habitat de frayage, l'utilisation et le développement de la reproduction	Décalage vers les plus vieux	Aucun changement	Aucun changement
Agents stressants multiples	Impacts simultanés sur la disponibilité de nourriture et les taux de reproduction	Études détaillées des taux de reproduction et des ressources alimentaires	Décalage vers les plus vieux	Diminuée	Diminuée
Restriction de nourriture	Compétition accrue associée à un taux de reproduction accru ou à une baisse de disponibilité de nourriture	Examiner la disponibilité des ressources alimentaires et la densité de la population	Aucun changement	Diminuée	Diminuée
Décalage de lien écologique	Augmentation modeste de la compétition pour les poissons de fourrage	Examiner les ressources de nourriture et les aspects de la compétition	Aucun changement	Diminuée	Aucun changement
Redistribution métabolique	Inaptitude à utiliser de façon optimale les ressources en nourriture disponibles	Études physiologiques détaillées des aspects énergétiques	Décalage vers les plus jeunes	Mixte	Mixte
Insuffisance chronique de recrutement	Décalage vers une population plus petite d'individus plus âgés	Études détaillées de la performance de reproduction des populations	Décalage vers les plus vieux	Accrue	Accrue ou diminuée
Réponse nulle	Aucun changement évident	Vérifier les données sur la taille des populations pour voir si la capacité de tolérance de l'écomilieu a changé	Aucun changement	Aucun changement	Aucun changement

*Les agents stressants peuvent être chimiques ou liés à l'habitat, et les populations survivantes intègrent les conditions dans l'écomilieu récepteur (chimique et habitat). Un décalage dans la répartition de l'âge peut être indiqué par l'âge moyen ou par de plus amples prélèvements pour vérifier les âges des populations. L'utilisation de l'énergie peut se refléter dans le taux de croissance, les taux de reproduction ou l'âge à la maturité. La réserve d'énergie peut se refléter dans les coefficients de condition ou dans les niveaux de stockage des lipides.

8.3 Élaboration des schémas de réponse des populations de poissons

Bien qu'il puisse exister d'autres schémas de réponses non encore identifiés, les schémas observés pourraient être assemblés en une progression de réponses à un agent stressant. Les descriptions qui suivent présentent la progression et la direction des réponses des poissons aux détériorations de la disponibilité de nourriture et d'habitat, aux taux de mortalité et à la déficience physiologique (le comportement n'a pas été pris en compte, vu qu'il est impossible d'échantillonner des poissons qui, par simple comportement, évitent un endroit particulier ; c'est la réponse des poissons qui restent qu'il importe de comprendre). Ces voies de réponses forment la base de l'interprétation des résultats de l'échantillonnage initial et permettent au chercheur d'identifier le schéma et la voie des réponses, le site d'impact probable et l'orientation des études de suivi. Comme on l'a mentionné plus tôt, certaines des étapes décrites sont transitoires, et il est difficile de prétendre qu'elles seront observables dans des populations de poissons sauvages ; elles ont toutefois été incorporées pour des raisons d'exhaustivité.

La description des schémas de réponses théoriques n'exige pas de présenter toutes les réponses de la population de poissons, vu que dans cette population, les caractéristiques ne répondent pas individuellement à un agent stressant. Par exemple, une augmentation de la disponibilité de nourriture associée à un relèvement du taux de croissance serait, en principe, également associée à une maturité plus précoce et à des taux de reproduction accrus. Pour des raisons de simplicité, il est possible de réduire la description des paramètres à ceux qui décrivent la structure de l'âge, la dépense d'énergie et la réserve d'énergie (tableau 8-1).

Bien qu'il soit possible d'identifier la réponse éventuelle en utilisant un sous-ensemble de réponses, il est recommandé de s'assurer que toute enquête sur le terrain prenne en compte toutes les réponses pertinentes afin de déterminer jusqu'à quel point la réponse correspond à la réponse théorique. C'est lorsque l'on est incapable d'identifier les réponses d'une zone de façon prévisible que l'on reconnaît les zones nécessitant une étude supplémentaire.

Les poissons dans une zone exposée à des agents stressants vont montrer une augmentation [+], une diminution [-] ou aucun changement [0] dans les caractéristiques par rapport aux poissons de référence, ou aux données historiques. À des fins de présentation, les paramètres de l'organisme des poissons ont été regroupés en catégories de sommaires décrivant la structure d'âge, les dépenses d'énergie et la réserve d'énergie. Pour chacune des descriptions de réponse des poissons ci-après, la voie de réponse commence par les poissons non touchés par un agent stressant [c'est-à-dire les poissons ne montrant aucun changement dans la structure d'âge, les dépenses d'énergie et la réserve d'énergie : 000]. Les schémas établis qui ont été identifiés dans la littérature spécialisée sont mis en évidence dans les figures suivantes comportant des boîtes ombrées.

Comme le mécanisme d'interprétation des réponses varie entre les espèces, il est utile de comparer les réponses des différentes espèces dans la même région. Cette approche présume que les facteurs indépendants de la densité (lumière, températures, etc.) sont analogues entre les sites de référence et les sites soumis aux agents stressants, et que toute différence constatée est liée aux facteurs dépendants de la densité ou bien aux réponses directes aux agents stressants.

Les réponses possibles peuvent être regroupées en réponses associées aux changements dans la disponibilité des ressources, la mortalité ou les problèmes métaboliques (voir Gibbons et Munkittrick, 1994, pour les détails et les citations extraites des publications scientifiques). À noter que ces schémas et les relations entre eux sont théoriques et simplifiés.

8.3.1 Disponibilité de la nourriture et de l'habitat

Les caractéristiques dominantes de l'habitat qui affectent la performance des poissons sont la qualité, la quantité et l'accessibilité de la nourriture et de l'habitat. La quantité et la qualité de l'énergie disponible auront un effet sur le taux de croissance, le taux de reproduction et la réserve d'énergie. À moins que les conditions soient critiques, les poissons consentiront assez d'énergie pour la maintenance et la survie. Tout surplus d'énergie servira à la croissance et à la reproduction, ou encore sera mis en réserve. Si les facteurs associés à l'habitat se traduisent par une augmentation de la disponibilité de nourriture, les poissons répondront en augmentant leur dépense et leur réserve d'énergie, notamment par un accroissement de leur taux de croissance. Toute réduction de la disponibilité de nourriture aura un effet opposé sur la performance des poissons.

8.3.1.1 Baisse de la disponibilité des ressources

La disponibilité des ressources peut diminuer pour l'une des deux raisons suivantes : accroissement de la taille de la population, ou bien réduction de l'habitat ou de la nourriture. L'accroissement de la taille de la population peut avoir pour origine plusieurs facteurs, dont notamment une plus grande migration, l'arrivée de nouveaux poissons, une survie améliorée des juvéniles, ou une baisse des taux de prédation. Une réduction de l'habitat peut être imputable à : une augmentation de la compétition liée à l'amélioration de la survie des espèces concurrentes, une réduction des débits de l'eau, le rejet de produits chimiques toxiques, la décharge de solides, la chaleur ou la DBO (demande biologique en oxygène).

La première réaction d'une population confrontée à une baisse des ressources est de réduire les dépenses énergétiques, ce qui se traduit par une diminution des taux de croissance et de reproduction. Il n'y aura aucun impact, au début, sur la répartition de l'âge vu que les mêmes poissons adultes sont présents avant et après la modification des ressources. Un échantillonnage de la population à cette étape donnerait lieu à la

détection d'une tendance (schéma basé sur la structure d'âge, la dépense d'énergie et la réserve d'énergie) qui montre une différence uniquement en termes de dépense d'énergie [0 - 0] (figure 8-2). Une diminution supplémentaire dans la ressource alimentaire abaisserait la quantité d'énergie disponible pour la réserve, ce qui se traduirait par un changement dans le schéma de réponse reflétant la baisse de réserve d'énergie et la baisse des dépenses d'énergie [0 - -]. Vu que la population possède moins de jeunes poissons, la moyenne d'âge de cette population va commencer à augmenter et provoquer une hausse éventuelle de l'âge moyen de la forme [+ - -]. Le changement de disponibilité des ressources a réduit la capacité de tolérance (taille de la population qui peut se suffire dans le milieu). Lorsque la taille de la population résidente est réduite à un niveau cohérent avec la nouvelle capacité de tolérance, il y aura assez de ressources pour que les poissons survivants puissent se reproduire, grandir et emmagasiner de l'énergie à un niveau correspondant à leurs taux originaux de dépense et de réserve d'énergie. Toutefois, la population sera quand même plus vieille que la répartition d'âge d'origine, donnant un schéma de la forme [+ 0 0].

Ce schéma offre deux résultats possibles :

- a) Si le décalage d'âge est modéré et si l'aptitude de la population à répondre est élevée, cette population pourrait se rétablir rapidement, ce qui se traduirait par la détection d'une population indiscernable de la population de référence [0 0 0], excepté pour un changement de taille de population (qui devrait être immédiatement apparent d'après les données de capture).
- b) Si la population donne une répartition d'âge avec des individus bien plus vieux (ou si des facteurs externes supplémentaires apportent des conditions létales), le taux de mortalité sera plus élevé. Une plus grande mortalité accroîtra le déclin de la population, ce qui entraînera une hausse des ressources alimentaires pour la population des plus petits poissons survivants. Ces poissons répondront à l'augmentation des ressources en dépensant davantage d'énergie et en mettant plus d'énergie en réserve [+ + +]. Le taux accru de reproduction provoquera l'augmentation de la population de juvéniles, ce qui entraînera éventuellement une baisse de l'âge moyen dans la population échantillonnée (lorsque les poissons atteignent la taille qui convient à l'échantillonnage) [0 + +]. La hausse du taux de reproduction donnera une nouvelle diminution possible de la moyenne d'âge, ce qui peut avoir deux conséquences :
 - i) L'aptitude de la population à répondre est élevée et les différences légères, ce qui permet à la population de se rétablir rapidement, en passant par un stade intermédiaire [- 0 0], aux niveaux de référence [0 0 0] ;
 - ii) La population répond lentement, ce qui exige un schéma intermédiaire [- + +].

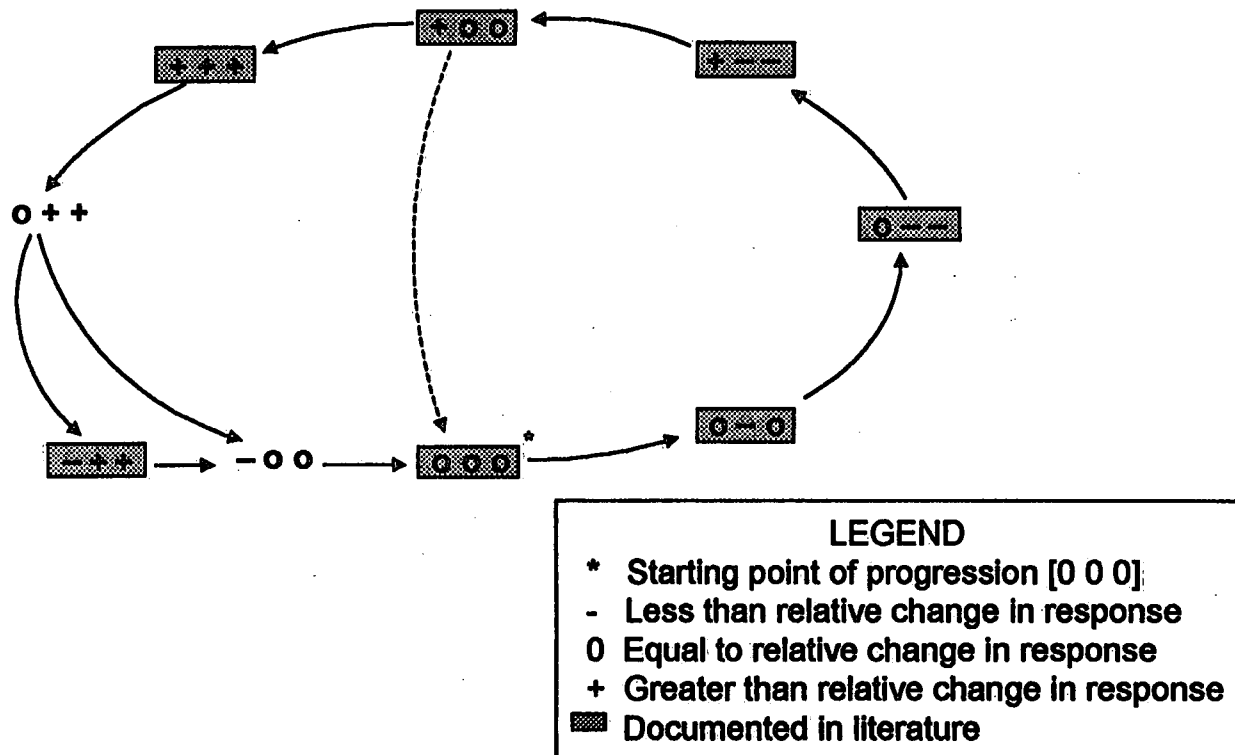


Figure 8-2 : Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une baisse de disponibilité de nourriture et d'habitat. Les réponses sont simplifiées en termes de changement relatif (- inférieur à ; 0 équivalent à ; + supérieur à), structure d'âge, dépense d'énergie et réserve d'énergie, lorsque comparées aux sites de référence ou aux données historiques. Les astérisques indiquent le point de départ de la progression [000] ; les schémas de réponse dans les boîtes ombrées représentent les schémas documentés dans les publications spécialisées (adapté de Gibbons et Munckittrick, 1994)

Une fois la réponse observée caractérisée, on peut déterminer un schéma de réponse "anticipée" sur la seule base des caractéristiques de la structure d'âge, de la dépense et de la réserve d'énergie. Si, comme dans le présent exemple, on trouve qu'une population souffre de restriction de nourriture [0 - -], plusieurs caractéristiques supplémentaires devraient répondre à cette situation. Toutes les caractéristiques observées des poissons échantillonnés devraient être comparées à l'ensemble des schémas étendus (caractéristiques individuelles des poissons) de la réponse anticipée de la population. Si toutes les caractéristiques répondent comme le prédit le cas de restriction de nourriture (cas présent), on peut conclure avec confiance que les ressources en nourriture sont limitées ; des études de suivi devraient alors tenter de déceler les facteurs impliqués dans la restriction des ressources de nourriture. S'il existe des incohérences entre les réponses anticipée et observée, ces différences mettent en lumière les zones qui vont exiger des études de suivi.

L'absence d'impacts décelables sur la structure d'âge, la dépense d'énergie et la réserve d'énergie pourrait suggérer que la population a un comportement normal en termes d'absorption et de mise en réserve de l'énergie. Des comparaisons avec les schémas étendus des réponses montrent alors qu'il y a une différence prononcée entre le schéma [0 0 0] original et le schéma [0 0 0] final, basée essentiellement sur la taille de la population et le succès de la capture. Cela permet ainsi d'orienter les études de suivi sur la détermination des raisons du changement dans la taille de la population. En l'absence de données historiques, la définition d'un schéma de réponse se ferait avec les sites de référence appropriés.

8.3.1.2 Disponibilité accrue des ressources

La disponibilité accrue des ressources peut avoir deux raisons : soit un abaissement de la taille de la population, soit une augmentation de la vacance disponible de l'habitat. Un abaissement de la taille de la population peut avoir pour origine une hausse de mortalité des poissons due ou bien à l'abondance accrue des prédateurs, ou bien à la présence de conditions préjudiciables (par ex., produits chimiques mortels). Des réponses comparables chez les poissons adultes pourraient également être constatées en raison de la disponibilité accrue de nourriture associée à un élargissement des stocks de poissons fourrage, une expansion de la vacance disponible de l'habitat imputable à de meilleures conditions de l'habitat, et une baisse de concurrence ou des ressources de l'habitat due à des changements dans le débit de l'eau ou l'inondation de la région.

La première réaction des poissons adultes à un accroissement des ressources est d'augmenter leurs dépenses énergétiques et leur réserve d'énergie. Comme les mêmes poissons sont présents, il n'y a pas de changement initial dans la taille de la population [0 + +] (figure 8-3). Le laps de temps passé durant les étapes de transition va varier selon plusieurs facteurs. Le taux de reproduction accru se traduit par une augmentation des jeunes poissons et par un déclin de l'âge moyen [- + +]. La taille croissante de la population aboutira à une éventuelle limitation des ressources alimentaires imputables à

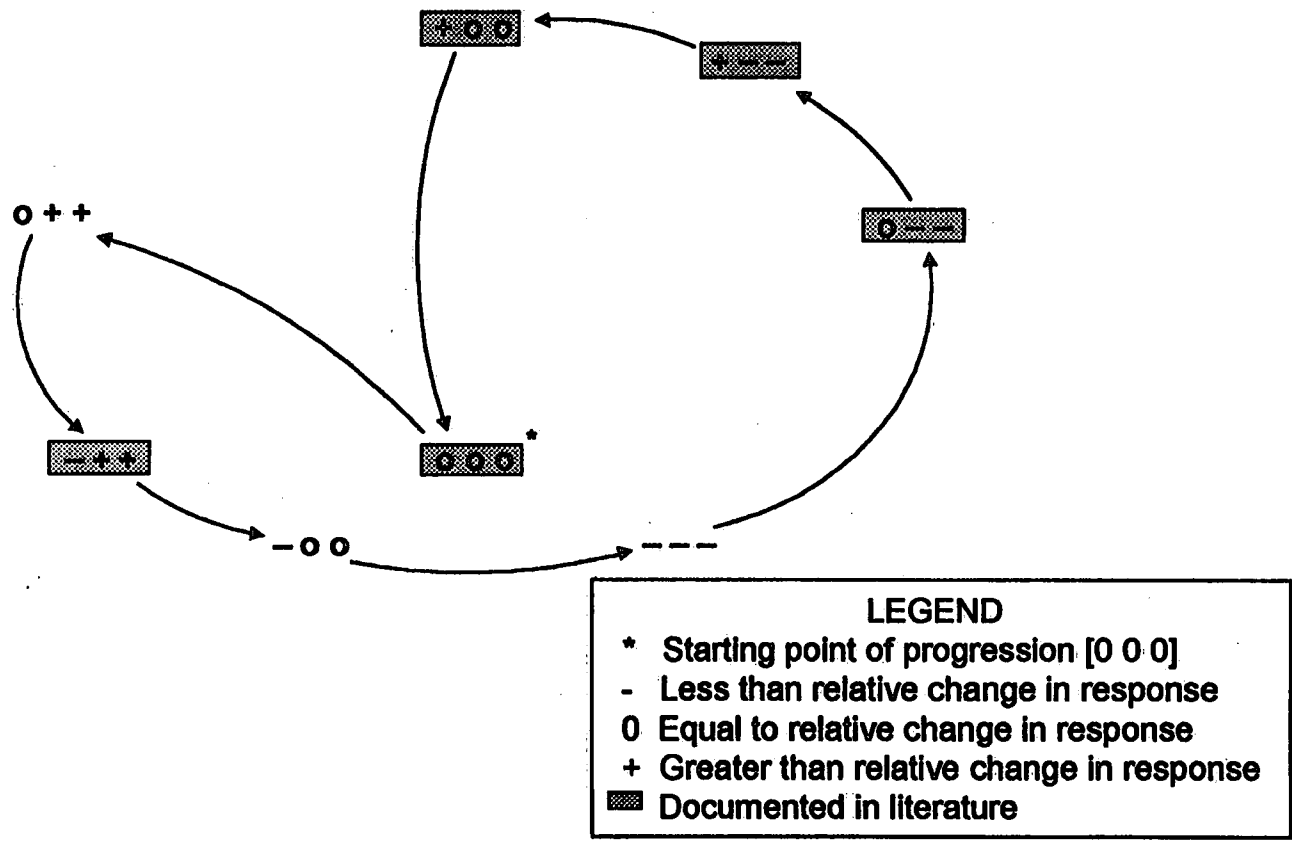


Figure 8-3 : Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de disponibilité de nourriture et d'habitat. L'astérisque indique le point de départ de la progression [0 0 0] ; les schémas de réponse dans les boîtes ombrées représentent les schémas documentés dans les publications spécialisées (adapté de Gibbons et Munkittrick, 1994)

l'intensification de la concurrence, ce qui pousse les poissons adultes à revenir aux niveaux antérieurs de dépenses énergétiques et de réserve d'énergie, mais en présence d'une population bien plus jeune [- 0 0]. À mesure que les plus jeunes poissons entrent en compétition avec les adultes au niveau des ressources, on assistera à l'imposition d'une contrainte supplémentaire sur la disponibilité des ressources, ce qui se traduira par un déclin des dépenses énergétiques et de la réserve d'énergie [- - -]. La baisse du taux de reproduction donne lieu à une augmentation de l'âge moyen, passant de [0 - -] à [+ - -]. La baisse du taux de reproduction se traduit alors par une diminution de la taille de la population, abaissant le nombre de poissons à un niveau cohérent avec la capacité de tolérance originale (si la mortalité était le stimulus original), ou bien cohérent avec la nouvelle capacité de tolérance, plus élevée (si les conditions améliorées étaient le stimulus original) [+ 0 0]. Quel que soit le cas, le résultat final est le retour éventuel de la population à des caractéristiques relativement normales [0 0 0]. Il faut souligner ici que l'aptitude des populations à revenir à un état dit normal [0 0 0] avec une nouvelle capacité de tolérance, n'a pu être démontré avec des poissons sauvages.

Il se trouve que les schémas ayant été largement documentés (boîtes ombrées) sont des réponses plus stables qui persistent durant de très longues périodes de temps. Sinon, la chance de les documenter dans les cas des poissons sauvages se baserait sur la possibilité d'observations périodiques durant des changements dans les conditions environnementales. La plupart des schémas décrits pour une augmentation de disponibilité de la nourriture sont impossibles à distinguer, dans les échantillon-nages préliminaires, des premières descriptions basées sur la limitation de nourriture. C'est en comparant les schémas élargis que l'on peut utiliser la taille des populations pour vérifier si la limitation de nourriture à ce stade est associée à un trop grand nombre de poissons ou à un manque de nourriture. Il existe plusieurs explications possibles pour la plupart des schémas. Par exemple, la forme [+ - -] peut également être associée à un manque de nourriture persistant ou à la présence d'agents stressants qui affectent la survie. L'âge moyen accru peut être lié à un seul agent stressant qui influe sur la survie à un âge très précoce, alors qu'un second agent stressant qui limite la disponibilité de la nourriture peut être lié à une baisse des dépenses énergétiques et de la réserve d'énergie.

8.3.2 La mortalité

Les populations de poissons vont montrer des réponses différentes à la mortalité si celle-ci atteint les adultes, les juvéniles ou les étapes encore plus précoces de la vie.

8.3.2.1 *La mortalité chez les adultes*

La disparition accrue de poissons adultes d'une population peut avoir pour origine la mortalité imputable à des rejets industriels, à la pêche commerciale, aux prédateurs ou encore à la présence d'obstacles (physiques ou chimiques) qui empêchent les poissons d'accéder normalement à d'autres régions. Si la disparition des adultes dépend de l'âge (les plus vieux poissons sont plus vulnérables), on assiste à une baisse initiale de l'âge moyen de la population [- 0 0] (figure 8-4). La concurrence amoindrie pour les ressources alimentaires se traduit par une hausse relative de la disponibilité des ressources et une augmentation des dépenses énergétiques et de la réserve d'énergie [- + +]. Si la mortalité des adultes ne dépend pas de l'âge (par ex., déversement chimique) ou si l'arrivée de plus jeunes poissons dans la population échantillonnée est suffisamment lente, la population pourrait ne montrer aucun changement, au début, dans la répartition de l'âge, mais une disponibilité accrue des ressources [0 + +].

L'augmentation du taux de reproduction se traduit par une baisse de l'âge moyen [- + +]. Le reste de ce scénario de réponse suit les mêmes schémas de réponse que celui de disponibilité accrue de nourriture, étant donné que les poissons survivants répondent à la disponibilité accrue de nourriture et non à la mortalité des adultes. Il est logique que diverses raisons induisent différents schémas, mais ce qui importe réellement dans le cadre de travail, c'est la manière de focaliser le prochain échantillonnage dans la région qui demande une clarification. Pour l'interprétation, il importe peu si le schéma [- + +] est le résultat d'une mortalité accrue, d'une plus grande vacance de l'habitat ou d'une autre raison. La conclusion importante est qu'il y a eu une augmentation dans la quantité de ressources disponibles, et les études de suivi doivent se concentrer sur la détermination des raisons pour lesquelles cela s'est produit et sur la question de savoir si les changements peuvent être associés aux agents stressants.

8.3.2.2 *La mortalité chez les juvéniles*

La mortalité des juvéniles se traduit par une augmentation de la moyenne d'âge de l'échantillon [+ 0 0] (figure 8-5). En raison de la baisse dans la taille de la population, il y a accroissement des ressources alimentaires et les poissons répondent individuellement à une augmentation des dépenses énergétiques et de la réserve d'énergie [+ + +], à condition que la cause de la mortalité des juvéniles ait chuté. Selon le degré de dégradation, la population devrait se rétablir à son niveau antérieur (en supposant que les agents stressants ont été amenuisés) après un faible changement dans la moyenne d'âge à mesure que les jeunes deviennent matures [- 0 0]. Si la quantité des ressources pour les poissons aux stades précoces de leur vie reste limitée, la durée du rétablissement peut s'allonger, diminuant ainsi nos capacités à détecter les étapes intermédiaires. Si le changement dans la taille de la population est marqué, les schémas connaîtront un cycle commençant par [0 + +] et suivront la boucle décrivant une augmentation de la base alimentaire, encore une fois à condition que la cause de la mortalité des juvéniles ait chuté.

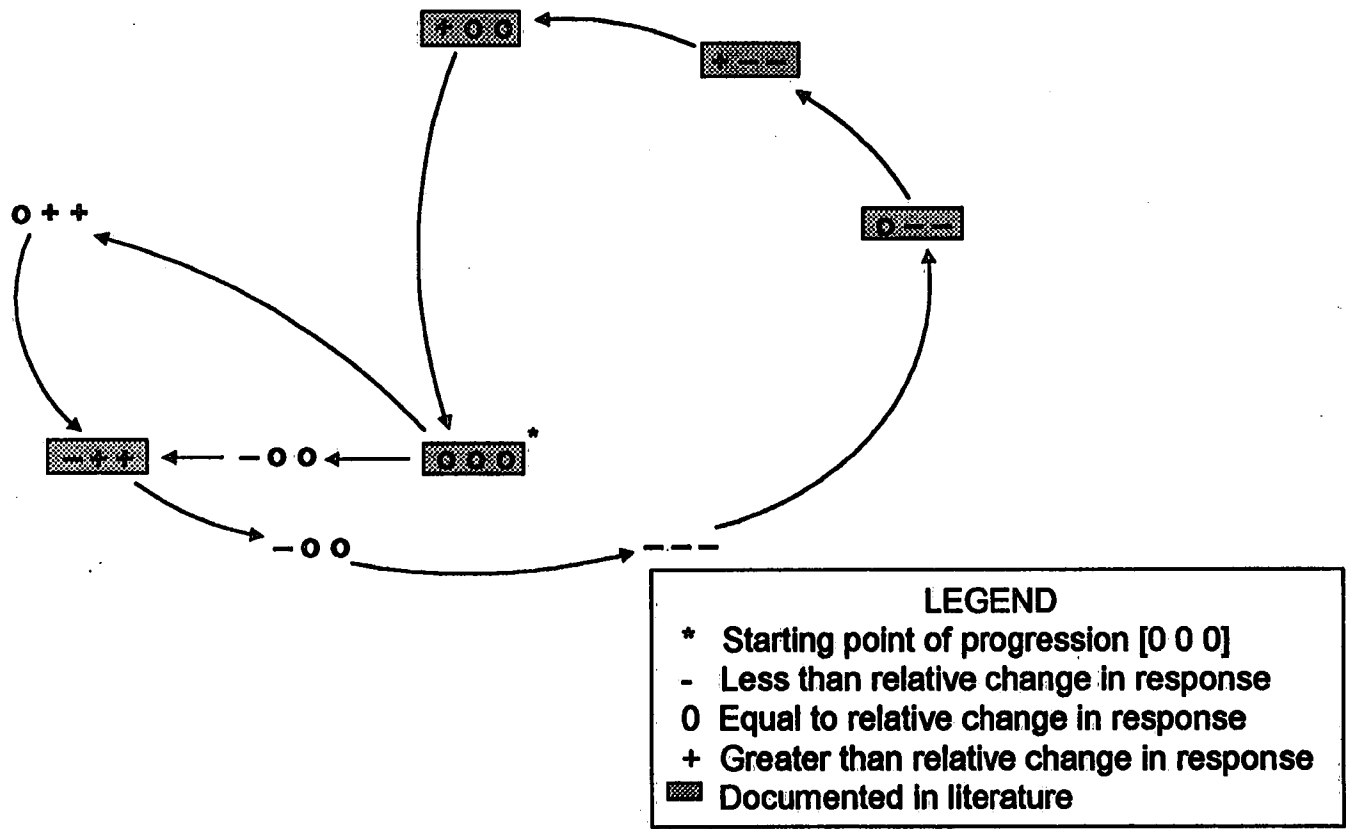


Figure 8-4 : Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de la mortalité des poissons adultes (adapté de Gibbons et Munkittrick, 1994)

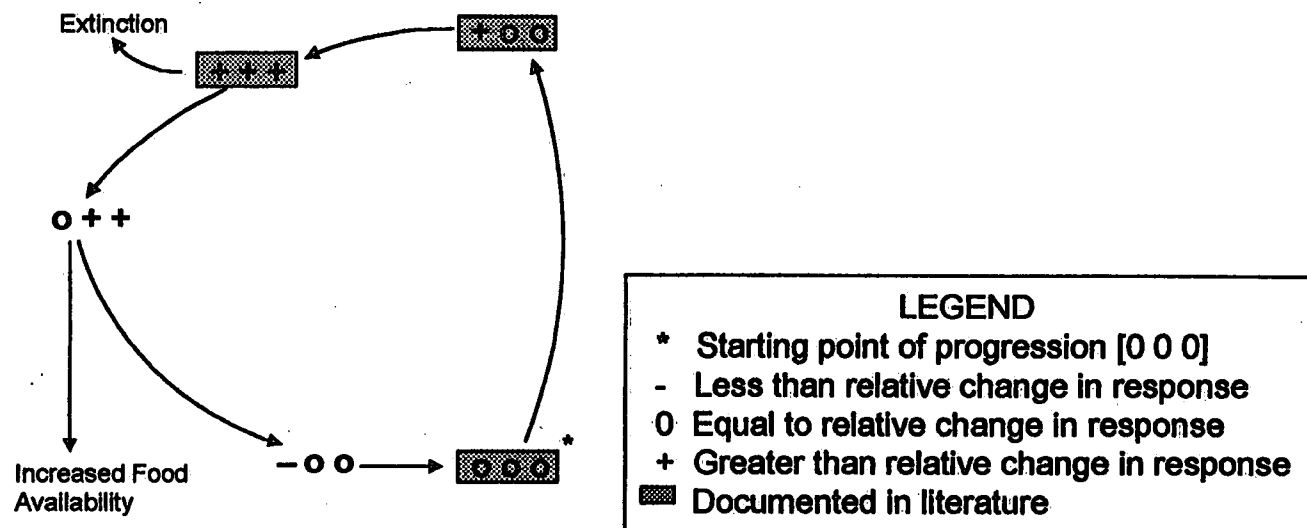


Figure 8-5 : Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de la mortalité des poissons juvéniles (adapté de Gibbons et Munkittrick, 1994)

8.3.2.3 Mortalité des poissons aux stades précoces de leur vie

On a pu associer l'absence de poissons très jeunes à des facteurs comme un pH faible, des rejets industriels continus, des décharges minières et un déclin de la qualité de l'eau. La mortalité des poissons aux stades précoces de leur vie (*i.e.*, organismes en phase embryonnaire, en phase larvaire et en phases juvéniles qui ne partagent pas les ressources alimentaires et d'habitat avec les adultes) va éventuellement donner lieu à une augmentation de l'âge moyen [+ 0 0] (figure 8-6). Il n'y a pas de changement initial dans les considérations énergétiques vu qu'il n'y a aucun changement dans le nombre d'adultes, le nombre de poissons présents ou leur habitat. À mesure que la population des poissons plus vieux s'éteint, on assiste à une hausse relative des ressources disponibles de nourriture et d'habitat, et la performance s'accroît [+ + +]. Si la mortalité des poissons aux stades précoces de leur vie ne diminue pas, on verra éventuellement l'extinction de ces poissons. Et si la mortalité n'est que provisoire, le cycle de la population suivrait la boucle de l'augmentation de disponibilité de nourriture, vu que le reste des poissons répond à une baisse de concurrence et non pas à une mortalité des oeufs ou des larves (figure 8-5). Si les conditions ne changent pas, cet état peut persister durant de longues périodes de temps.

8.3.3 Problèmes métaboliques

Ce schéma reflète un changement dans la capacité des poissons à traiter l'énergie, ce qui aboutit à une interprétation conflictuelle entre les résultats de la réserve d'énergie et ceux de la dépense d'énergie : les poissons montrent une baisse de la dépense d'énergie mais une hausse de la réserve d'énergie (ou *vice versa*) [0 - +]. La baisse du taux de reproduction va mener, à la limite, à une population plus âgée [+ - +] (figure 8-7). Ce schéma semble très stable et il est cohérent avec le dérèglement métabolique par des agents chimiques étrangers. Si la cause du dérèglement était atténuée, la population devrait retourner à des taux normaux de reproduction et de croissance (probablement en passant par [+ 0 0]). Des études de suivi appropriées devront englober un examen physiologique détaillé des aspects énergétiques ainsi que de la régulation hormonale de la reproduction et de la croissance des poissons.

8.4 Sommaire des réponses

L'interconnexion entre les schémas de réponse fournit une relation théorique plus exhaustive en décrivant comment les poissons répondent à des contraintes directes ou indirectes, et notamment à une baisse de la disponibilité de l'habitat, à une hausse de la disponibilité de l'habitat, à une hausse de la mortalité et à un dérèglement métabolique. Quoique les relations entre les schémas de réponse puissent n'être que conceptuelles, le cadre d'étude développé à partir de ces schémas représente un modèle avantageux pour interpréter les résultats des données de suivi. Les voies d'accès du cadre d'étude ont été

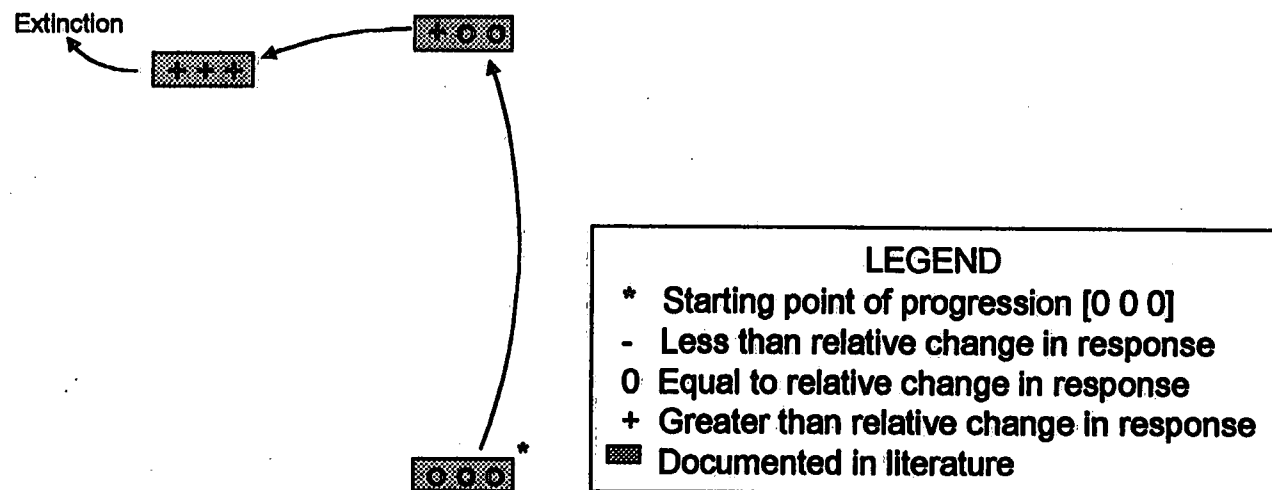


Figure 8-6 : Progression des schémas de réponse des populations de poissons après une hausse de la mortalité des oeufs ou des premiers stades de la vie (adapté de Gibbons et Munkittrick, 1994)

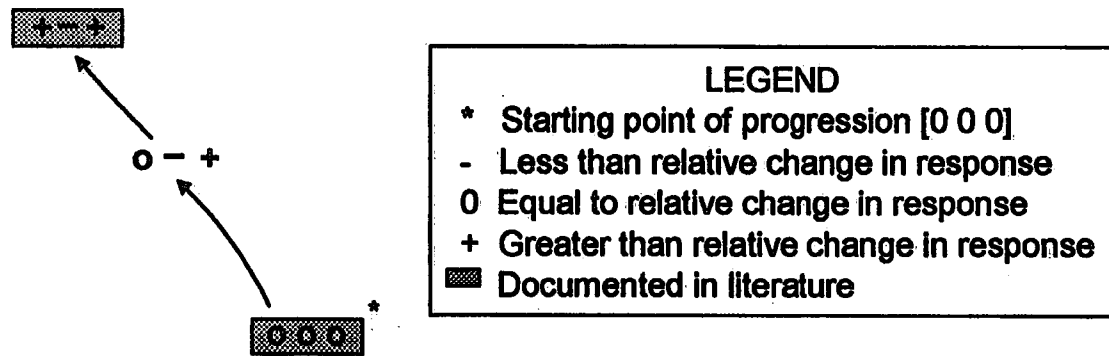


Figure 8-7 : Progression des schémas de populations de poissons en réponse à un dérèglement métabolique (adapté de Gibbons et Munkittrick, 1994)

élaborées afin d'aider le chercheur à comprendre la progression probable menant à une réponse particulière. Les voies des réponses partagent certains éléments communs et un sommaire de toutes les voies des réponses intégrées dans les relations communes est présenté à la figure 8-8.

Lorsque des changements importants sont constatés, les données doivent être examinées pour y trouver des preuves appuyant l'orientation des changements, et des études de suivi devront être spécialement conçues pour mettre en lumière les changements. Des informations sur deux ou plusieurs espèces dans l'écomilieu fourniront des détails sur la cohérence et l'étendue des réponses. Il n'est pas indispensable que les réponses soient cohérentes entre les espèces pour être interprétables. Dans certains cas, elles peuvent rendre compte de l'ampleur de l'impact, alors que dans d'autres, elles peuvent rendre compte des différences dans les caractéristiques du cycle biologique (Gibbons *et al.*, 1998b).

Le cadre d'étude proposé de l'interprétation a pour seul objet de guider les études de suivi qui vont déterminer l'étendue des changements ainsi que les facteurs causatifs. Sans une compréhension complète de l'écomilieu soumis à l'étude, les conséquences de nouveaux aménagements industriels ne peuvent être évaluées convenablement.

8.5 Pertinence des réponses

Du fait que les poissons intègrent les agents stressants dans l'écomilieu, leur performance représente "l'état environnemental accumulé". Les changements dans la performance des poissons se traduisent par des changements dans les caractéristiques d'évolution biologique dont on peut se servir pour identifier les facteurs liés à l'habitat et associés aux changements dans la performance. Il est nécessaire de comprendre les facteurs limitatifs (ou de renfort) de la performance afin d'évaluer, un site à la fois, les agents stressants associés au nouvel aménagement industriel. L'évaluation des impacts éventuels d'une centrale hydroélectrique ou d'une exploitation minière devrait être différente pour des sites à teneur limitée en nourriture et pour des sites où les effluents actuels perturbent déjà la capacité des poissons à utiliser leur énergie de façon optimale (ou encore pour des sites où l'accès aux lieux de frayage limite la performance).

Les paragraphes et sections qui suivent décrivent comment élaborer un mécanisme guidé par les effets et spécifique à chaque site en vue de l'évaluation des risques et de la gestion adaptative, en prenant pour référence le bassin versant de la rivière Moose. Ils ne représentent pas une évaluation exhaustive des effets cumulatifs dans ce bassin particulier, mais plutôt un cadre de travail qui permet de mener une telle évaluation.

8.6 Application du cadre d'interprétation au bassin versant de la rivière Moose

Les estimations de la performance des meuniers noirs ont été examinées et comparées dans les sites de référence et dans les sites industriellement exploités. En outre, une comparaison a été réalisée entre les réponses constatées pour les meuniers noirs et celles enregistrées pour d'autres espèces (en particulier la perche-truite), dans les mêmes sites.

8.6.1 Comparaisons de la performance du meunier noir, entre les rivières, aux sites de référence

La planification originale de l'étude incluait les rivières Missinaibi, Kapuskasing, Groundhog et Mattagami. Les rivières Abitibi et Frederickhouse ont été ajoutées à l'étude en 1997 et 1998 afin d'élargir la couverture géographique et d'ajouter des centrales de pointe et des réservoirs de retenue à l'étude d'ensemble.

Dans les rivières originales, on a constaté continuellement dans les sites de référence de la rivière Missinaibi que les meuniers noirs mâles et femelles avaient des gonades plus petites (suite à une grande dépense d'énergie), des foies moins volumineux et des coefficients de condition moins élevés (réserve d'énergie) que ceux en amont des rivières Kapuskasing et Mattagami, à l'exception des données de 1994. Les meuniers noirs de la rivière Missinaibi semblaient avoir un habitat limité, surtout en aval de Thunderhouse Falls où la compétition pour la nourriture augmente avec les esturgeons de lac.

Les meuniers noirs mâles et femelles en amont de la Mattagami avaient régulièrement les gonades et le foie les plus volumineux, et les coefficients de condition les plus élevés. Les analyses de la qualité de l'eau ont montré que les niveaux de phosphore étaient les plus hauts à ce site. Bien que la source de ce phosphore soit inconnue, on soupçonne le site de Timmins situé à > 100 km en amont. Le plan d'étude original n'a pas su reconnaître que ces sources en amont pourraient jouer un rôle dans la région du Bouclier du bassin versant de la rivière Moose.

Les poissons de la Groundhog se classaient dans la catégorie intermédiaire, leur performance étant plus proche de celle constatée chez les poissons des sites de référence de la rivière Kapuskasing. Pourtant, ces poissons étaient bien plus jeunes à Fauquier Bridge. Les données laissent penser que les sites de référence en amont des rivières Missinaibi et Groundhog pourraient être limités en termes d'habitat, comparativement au site en amont de la rivière Kapuskasing, et que les poissons vivant en amont du barrage hydroélectrique à Smooth Rock Falls ont un léger avantage en termes d'habitat et de disponibilité de nourriture.

Un classement relatif des portions amont des rivières, en terme de performance des meuniers noirs, serait comme suit : Mattagami > Kapuskasing > Groundhog > Missinaibi.

8.6.2 Comparaisons de la performance du meunier noir dans les rivières

Les poissons ont montré une performance moins bonne à mesure que la distance augmentait vers l'aval et ce, pour toutes les rivières. Cette tendance est cohérente avec

le niveau d'aménagement industriel et avec le niveau accru de compétition avec l'esturgeon de lac dans les cours inférieurs des rivières.

Les poissons prélevés en aval de Thunderhouse Falls sur la rivière Missinaibi avaient le coefficient de condition le moins élevé et la taille de gonades la plus petite ; ceci donne à penser que l'habitat pourrait être limité pour eux. Le grand nombre d'esturgeons juvéniles prélevés dans les filets indique bien que la compétition est peut-être un problème pour eux sur ce site. Quant aux meuniers noirs, ils montrent en général une plus piètre performance dans toute la rivière par rapport aux autres sites. Cela est probablement le résultat de l'état ou de la qualité de l'habitat.

Les impacts sur les poissons de la rivière Kapsukasing ont changé avec le temps, passant d'un dérèglement métabolique (les gonades étaient plus petites, mais le foie était plus gros et le coefficient de condition plus élevé) à un état évocateur de léger enrichissement ou de faible contrainte de prédation.

Sur la rivière Groundhog, notre conclusion serait qu'il n'y a eu aucun déclin prononcé du coefficient de condition au site de Fauquier Bridge suite à l'installation du barrage au fil de l'eau à Carmichael Falls, mais il faudrait continuer les études de suivi pour surveiller la situation.

Sur la rivière Mattagami, les poissons collectés en aval de l'usine de papier avaient des gonades bien plus petites que sur tout autre site ; par contre, ils avaient des coefficients de condition raisonnables et un foie de taille normale, ce qui est cohérent avec le schéma de dérèglement métabolique constaté près des autres sources de rejet des usines de papier (revu par Munckittrick *et al.*, 1997, 1998).

Les poissons prélevés en aval des centrales de pointe avaient tendance à être plus petits, avec un plus faible coefficient de condition, de plus petites gonades et un foie moins volumineux. Ce schéma est cohérent avec les limitations de l'habitat, ce qui peut être pressenti vu le style d'exploitation des centrales de pointe et la coexistence des populations d'esturgeons de lac.

Sur les rivières Abitibi et Frederickhouse, les peuplements de poissons n'étaient pas très comparables à ceux des sites étudiés à l'origine. L'abondance et la performance des meuniers noirs sur la rivière Abitibi étaient inférieures par rapport à tous les autres sites, et les poissons prélevés en aval de l'usine de papier à Iroquois Falls semblaient affamés. Les meuniers noirs femelles présentaient le plus faible coefficient de condition, les plus petites gonades et la plus petite taille selon l'âge par rapport aux femelles dans tous les autres sites.

8.6.3 Comparaison des réponses des populations de meuniers noirs et de perches-truites

Des schémas de réponse détaillés ne seront pas examinés pour tous les sites, mais l'on utilisera un exemple tiré d'une étude menée par Gibbons *et al.* (1998b) qui compare des

réponses de la population de meuniers noirs et des perches-truites en aval des aménagements industriels à Kapuskasing.

La réponse des perches-truites en aval de l'usine de papier et de la centrale hydroélectrique sur la rivière Kapuskasing consistait en une baisse de l'âge moyen et de la croissance (taille selon l'âge), mais sans changements concomitants dans la taille des gonades ou le coefficient de condition (tableau 8-2). D'après la notation des réponses employée dans le cadre d'étude, la réponse correspond à une baisse de l'âge moyen et des dépenses d'énergie, mais sans changement dans la réserve d'énergie (c'est-à-dire [- - 0]).

Tableau 8-2

Sommaire comparatif des changements relatifs (0 = aucun changement ; + hausse notable ; - baisse notable) dans tout l'organisme et les mesures physiologiques de la perche-truite (*Percopsis omiscomaycus*) et du meunier noir (*Catostomus commersoni*) collectés en aval de l'usine de papier et du barrage hydroélectrique, par rapport aux poissons prélevés dans en amont du site de référence à Woman Falls sur la rivière Kapuskasing en automne 1995

Paramètre	Perche-truite		Meunier noir	
	Mâle	Femelle	Mâle	Femelle
Poids	-	-	+	+
Longueur totale (taille)	-	-	+	+
Coefficient de condition	0	0	+	+
Âge	-	-	+	0
Taille selon l'âge	-	-	+	+
Poids des gonades vs poids de la carcasse	0	0	0	-
Poids du foie vs poids de la carcasse	0	0	+	+
Activité EROD ^a	+0 ^b	0	0	0
Testostérone	+	0	0	0
[stimulée par la forskoline ^c]	0	0	n/a	n/a
17 β -oestradiol	n/a ^d	0	n/a	-
[stimulée par la forskoline ^c]	n/a	-	n/a	n/a

^a EROD = (7-éthoxyrésorufine-O-déséthylase) ; activité des enzymes de détoxification hépatique.

^b Aucun changement si l'on considère comme marginale une induction < 2 fois.

^c Production stéroïdienne *in vitro* pour la perche-truite, niveaux de plasma en circulation pour le meunier noir

^d n/a - non applicable.

Vu les résultats conflictuels entre la croissance et les autres mesures de dépense et de réserve d'énergie, il est utile de prendre en compte chaque changement (âge, dépense d'énergie) de réponse séparément. Tout d'abord, on trouve un déclin dans l'âge moyen. À partir de la description des réponses dans le cadre d'étude, une diminution de l'âge moyen est normalement le résultat d'une hausse de mortalité chez les adultes ou d'une augmentation du recrutement. Une augmentation du recrutement semble un mécanisme improbable vu qu'il y a peu de preuve de relèvement de l'effort de reproduction (par ex., taille des gonades, production stéroïdienne) dans la population

exposée de perches-truites. En fait, la production d'hormone stéroïdienne était restreinte chez les femelles (Van Der Kraak *et al.*, 1992). Cependant, d'autres facteurs qui pourraient influencer le recrutement devraient être pris en compte, notamment : nombre et qualité des oeufs produits, nombre de géniteurs qui s'acquittent bien de leur rôle, disponibilité et qualité de l'habitat de frayage, et survie/ croissance des juvéniles. Il est également possible que la réponse soit fonction de la mortalité chronique des adultes selon la taille et/ou de la croissance plus rapide des poissons ; ceci serait cohérent avec l'absence d'une classe de poissons plus âgés sur le site exposés aux agents stressants. À partir des données collectées dans cette étude, il est impossible de déceler, sans travaux supplémentaires, le mécanisme qui entraîne le changement dans la structure de l'âge. Néanmoins, les futures études de suivi devront examiner ces mécanismes (la mortalité accrue des adultes semble la plus probable).

La deuxième dégradation notée chez les perches-truites a été la diminution de la taille selon l'âge. Vu qu'il n'y avait de changement dans la taille des gonades ou le coefficient de condition, il est improbable que la diminution de croissance soit fonction d'une baisse de disponibilité des ressources alimentaires ou d'habitat. Il se peut que la réponse influençant la croissance était liée au même mécanisme induisant le déclin de la moyenne d'âge (par exemple, mortalité spécifique à la taille des poissons à croissance plus rapide ou des poissons plus âgés), ou à un mécanisme distinct affectant spécifiquement la croissance (par ex., toxicité chronique).

Grâce au cadre d'étude élaboré, nous avons pu non seulement obtenir une meilleure compréhension de la réponse, mais encore identifier les mécanismes probables induisant la réponse. À partir de ces informations, des études de suivi vont permettre d'examiner ces mécanismes en vue de déterminer la cause de la réponse. Par exemple, des travaux devraient être menés sur la mortalité des perches-truites adultes, examinant en particulier les aspects liés à la prédation, à l'exploitation ou à la toxicité chimique. De même, on devra étudier les aspects liés au recrutement (par ex., habitat de frayage, utilisation de l'habitat, développement reproductif) pour y trouver les facteurs éventuels agissant sur la structure de l'âge de la population. D'autres travaux pourraient se concentrer sur la croissance des perches-truites, en particulier sur l'étude physiologique de l'énergie et de la régulation hormonale de la croissance.

La réponse des meuniers noirs de la rivière Kapuskasing exposés aux agents stressants n'est pas cohérente avec la réponse des perches-truites ; cependant, plusieurs des mécanismes possibles qui mènent aux réponses sont semblables. Chez les meuniers noirs mâles, on a trouvé une augmentation de l'âge moyen, de la croissance, du coefficient de condition et de la taille du foie (*i.e.*, [+ + +]). La réponse des meuniers noirs femelles exposés était comparable, sauf que l'augmentation de l'âge moyen n'était pas notable et qu'on a constaté une baisse du poids des gonades (*i.e.*, [0 + / - +]).

À partir des informations décrites dans le cadre d'étude, une hausse de l'âge moyen peut avoir pour origine une augmentation de la mortalité des juvénile et/ou des oeufs et

larves, ou une baisse du recrutement. Nous avons la preuve d'une réduction de la taille des gonades et d'un affaiblissement de la production hormone stéroïdienne chez les meuniers noirs, ce qui suggère d'éventuels problèmes de reproduction qui pourraient influencer sur le recrutement. Toutefois, d'après les données collectées dans la présente étude, on ne peut exclure la mortalité spécifique à la taille des juvéniles individuels comme un mécanisme possible.

Il pourrait même y avoir une relation entre la mortalité des meuniers noirs juvéniles et la mortalité des perches-truites adultes, étant donné la similitude de la taille des poissons affectés (per ex., prédation). Quoi qu'il en soit, une réduction de la taille de la population réduirait la compétition pour la nourriture et l'habitat disponibles. En réaction, on devrait trouver chez les poissons survivants un accroissement de la dépense d'énergie et de la réserve d'énergie, ce qui se traduit, chez les meuniers noirs, par une augmentation de la croissance, du coefficient de condition et de la taille du foie. Sur le site de Kapuskasing, il se peut également que les rejets de l'usine de papier et des installations du barrage contribuent à la disponibilité accrue de nourriture et de nutriments (i.e., effet d'enrichissement). Ces faits sont partiellement appuyés par de récentes études menées par la société B.A.R. Environmental Inc. (1996), qui ont trouvé que la faune benthique était plus abondante en aval de l'usine et du barrage hydroélectrique, et consistait en taxons caractéristiques des conditions nutritionnelles plus élevées que celle de l'écomilieu de référence. Normalement, des études détaillées de suivi devraient chercher surtout à déterminer si les meuniers noirs répondent à une performance de la reproduction et à un recrutement amenés, ou bien à la mortalité des juvéniles. D'autres études pourraient également examiner un éventuel effet d'enrichissement lié à la présence de l'usine de papier et/ou du barrage hydroélectrique.

Chez les meuniers noirs femelles, on a trouvé une augmentation de la taille selon l'âge, de même qu'une baisse de la taille des ovaires. Ces deux paramètres sont des estimés de la dépense d'énergie et tendent à augmenter ou diminuer ensemble en réponse à l'énergie disponible. Les résultats conflictuels laissent penser qu'il existe des problèmes liés à l'utilisation et à la répartition de l'énergie disponible pour la croissance gonadosomatique (i.e., dérèglement métabolique). Chose intéressante, les niveaux de circulation de 17β -oestradiol étaient réduits aussi chez les meuniers noirs femelles exposées. Étant donné que 17β -oestradiol joue un rôle clé dans le développement des oeufs et dans la recrudescence gonadique, l'affaiblissement des niveaux pourrait être lié à la baisse de la taille des ovaires, peu importe la quantité d'énergie disponible. Des études de suivi pourraient être axées sur l'examen des aspects liés à l'énergie et aux mouvements d'énergie, de même que sur la régulation hormonale de la croissance et de la reproduction.

En dépit des différences constatées dans les réponses des meuniers noirs et des perches-truites, les mécanismes sous-jacents que l'on pensait liés à chaque réponse étaient étonnamment similaires. Les réponses de chaque espèce ont mis en lumière des problèmes potentiels liés à la mortalité spécifique à la taille et/ou au recrutement. Chez

les meuniers noirs femelles, on a trouvé une preuve supplémentaire de la redistribution métabolique qui n'était pas évidente chez les perches-truites, bien que l'on puisse soutenir qu'une réduction de la croissance chez ces dernières, apparue sans aucun changement dans la taille des gonades ni dans le coefficient de condition, représente un certain niveau de dérèglement métabolique. On a admis qu'il y avait certaines différences en ce qui concerne le sens de la réponse (augmentation *contre* diminution du recrutement), ou la partie de la population qui était mise en cause (mortalité des adultes *contre* mortalité des juvéniles). Toutefois, les études de suivi qui ont été conçues pour identifier les agents responsables étaient semblables dans les deux cas d'espèce indicatrice.

8.7 Identification des changements écologiquement pertinents

La question de la pertinence écologique des changements fait jusqu'à aujourd'hui l'objet de débats. La méthode basée sur les effets, décrite dans ce rapport, fait une distinction nette entre la définition des changements écologiquement pertinents et l'identification des changements acceptables ou non acceptables. Un grand nombre de changements dans la performance des poissons, décrits plus haut, sont probablement peu pertinents sur le plan écologique ; mais ils seront pertinents pour comprendre l'influence qu'aura l'impact des futurs agents stressants sur la population. À titre d'exemple, des changements écologiquement non pertinents au niveau de la fécondité ou du taux de croissance doivent quand même être pris en compte au cours de l'évaluation des risques associés aux nouveaux aménagements industriels qui pourraient avoir des conséquences sur la disponibilité ou la fonction de reproduction.

La pertinence écologique des changements déjà existants jouera un rôle important dans la décision concernant l'acceptabilité. Les changements qui sont écologiquement pertinents dans les conditions présentes doivent être soigneusement surveillés et, le cas échéant, rectifiés. L'existence des changements écologiquement pertinents avant la constructions de nouveaux aménagements industriels garantit la prise en compte des implications.

On connaît trois approches courantes pour évaluer la pertinence écologique des changements :

- a) les changements dépassent la condition de référence d'au moins deux écarts-types ;
- b) les changements débordent de la gamme de variabilité normale (condition de référence maximale et minimale) ;
- c) les changements dépassent une différence tolérable maximale prédéterminée (par ex., 25 % pour la taille des gonades, Environnement Canada, 1997a).

Des instructions supplémentaires sont fournies par le document fédéral sur le Suivi des effets sur l'environnement (SEE) destiné à l'industrie de l'exploitation minière des métaux (Environnement Canada, 2000). Les aspects de la pertinence écologique des changements seront illustrés au moyen de certaines des données recueillies lors des études du bassin versant de la rivière Moose. La "performance" des poissons est évaluée d'après leur croissance, leur faculté de reproduction et leur survie. On suppose que les poissons qui grandissent normalement, se reproduisent normalement, ménagent des quantités adéquates d'énergie et survivent jusqu'à un âge normal, sont "normaux". Conformément au protocole d'échantillonnage que nous utilisons, la croissance est évaluée d'après la taille moyenne selon l'âge, la reproduction selon la taille des gonades, la fécondité selon la taille des oeufs, les niveaux hormonaux et le stockage d'énergie selon le coefficient de condition et la taille du foie, la survie selon l'abondance relative des poissons et la distribution de l'âge (dans ce cas, selon l'âge moyen). Les données ne seront pas toutes examinées ici.

8.7.1 Différences dans la taille des gonades, la condition et le poids du foie

8.7.1.1 Taille des gonades

Les données sur la qualité de l'eau ont démontré que le site amont sur la rivière Mattagami était riche en phosphore provenant possiblement de la ville de Timmins en amont ; sur ce site, on a constaté que la taille des gonades des poissons était toujours plus élevée par rapport aux autres sites de référence amont, sauf en 1994 (comparaison latitudinale des sites de référence). Pour chacune des rivières, la taille des gonades chez les femelles baissait à mesure que l'on s'éloignait vers l'aval, à deux exceptions près (figure 8-9). Sur la rivière Mattagami, les gonades étaient plus petites en aval de Smooth Rock Falls, plus grosses à Cyprus Falls, mais à nouveau plus petites à mesure que l'on s'éloignait vers l'aval (réservoir Harmon et Kipling). Dans le bassin versant de la rivière Abitibi, le réservoir au lac Frederickhouse avait des poissons exhibant les plus grosses gonades, la taille diminuant à mesure que l'on s'éloignait vers l'aval dans les rivières Frederickhouse et Abitibi. Au niveau de l'ensemble du bassin versant, la question est de savoir si la ou les différences sont écologiquement pertinentes. Pour l'évaluation basée sur les effets cumulatifs, la principale question est : quelle est la pertinence de toute dépression dans une zone spécifique pour des projets d'aménagements futurs.

Les examens des données relatives aux impacts des agents stressants ont utilisé un site de référence amont comme base de comparaison. Pour l'interprétation des changements écologiquement pertinents "à l'échelle du bassin", les données de référence utilisées pour calculer une grandeur d'effet critique sont celles des sites de référence de 1994 (comparaison latitudinale des sites de référence). Les sites de référence pour les comparaisons entre rivières étaient ceux de Missinaibi (Mattice), Kapuskasing (Woman Falls) et Mattagami (amont).

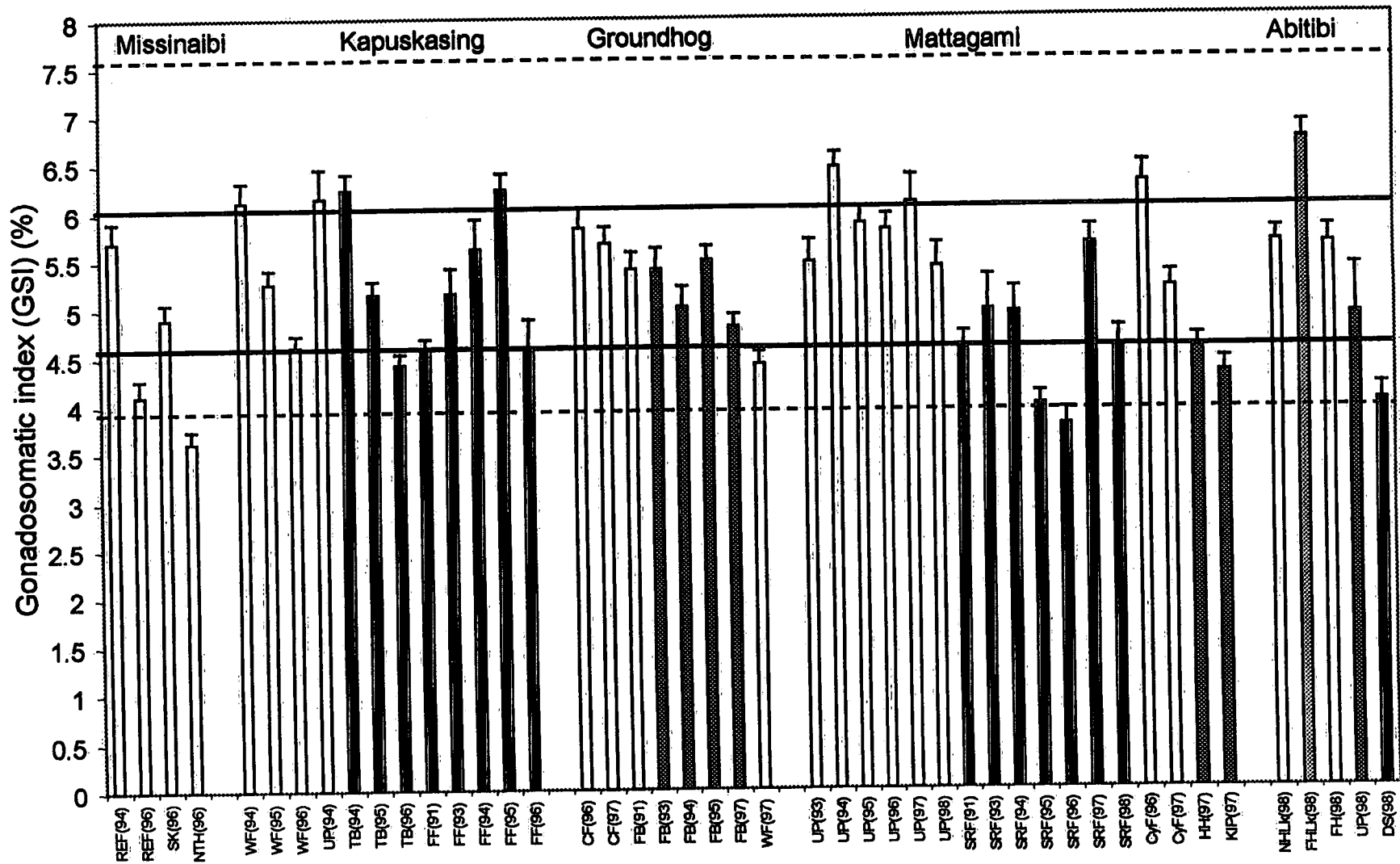


Figure 8-9 : Sommaire des différences "écologiquement pertinentes" dans la taille des gonades chez les poissons femelles

En ce qui concerne le poids des gonades des femelles dans les prélèvements d'automne (IGS), la gamme des valeurs "normales" pour la taille des gonades serait :

- a) D'après la grandeur des effets de ± 2 écarts types (ÉT) : la moyenne commune et ÉT pour les sites de référence de 1994 est $6,06 \pm 0,83$ pour l'IGS des femelles ; ce qui signifie que la gamme de 2 ÉT engloberait des IGS en automne compris entre 4,40 et 7,72 (les gonades en % du poids du corps) ;
- b) Sur toute la période de prélèvement, la gamme maximale des valeurs moyennes pour le site en amont de Missinaibi, le site de Kapuskasing (Woman Falls) et les sites de référence de Mattagami (amont), était comprise entre 3,93 et 6,05 ;
- c) Une plage de différence de 25 % dans les moyennes communes de 1994 de l'IGS pour les sites de référence (6,06) donnerait des valeurs comprises entre 4,55 et 7,57.

Deux écarts types et la différence de 25 % par rapport au niveau de référence ont donné des réponses très comparables. La gamme maximale des valeurs était plus petite (figure 8-8).

Si l'on examine les données sur la base des écarts types et de la différence de 25 %, on constate que dans de très nombreux sites, le développement des gonades est réduit par rapport à la "normale", y compris les sites de Missinaibi à Mattice (96) et à Thunderhouse Falls, plusieurs sites de la rivière Kapuskasing, Whist Falls sur la rivière Groundhog, le site aval à Smooth Rock Falls, les sites du réservoir de Harmon et de Kipling sur la rivière Mattagami, et le site d'Iroquois Falls sur la rivière Abitibi.

Si l'on considère la gamme maximale des valeurs de référence pour représenter la pertinence écologique, les sites qui débordent de cette gamme comprennent ceux de la rivière Missinaibi à Thunderhouse Falls, ceux en aval de la rivière Mattagami (1995, 1996) et du lac Frederickhouse ; seuls les prélèvements du lac Frederickhouse et d'un site en amont de la rivière Mattagami ont donné des valeurs plus élevées (figure 8-9). Vu que le site en amont de Mattagami représente un réservoir, la performance qui y est enregistrée est légèrement meilleure qu'aux autres sites, mais moins bonne qu'au lac Frederickhouse.

8.7.1.2 Coefficient de condition

Le coefficient de condition n'a pas montré de tendances claires, sauf qu'il était le plus faible aux sites les plus en aval sur les rivières Missinaibi, Mattagami et Abitibi (figure 8-10).

En ce qui concerne le coefficient de condition des mâles dans les prélèvements d'automne (IGS), la gamme des valeurs "normales" serait :

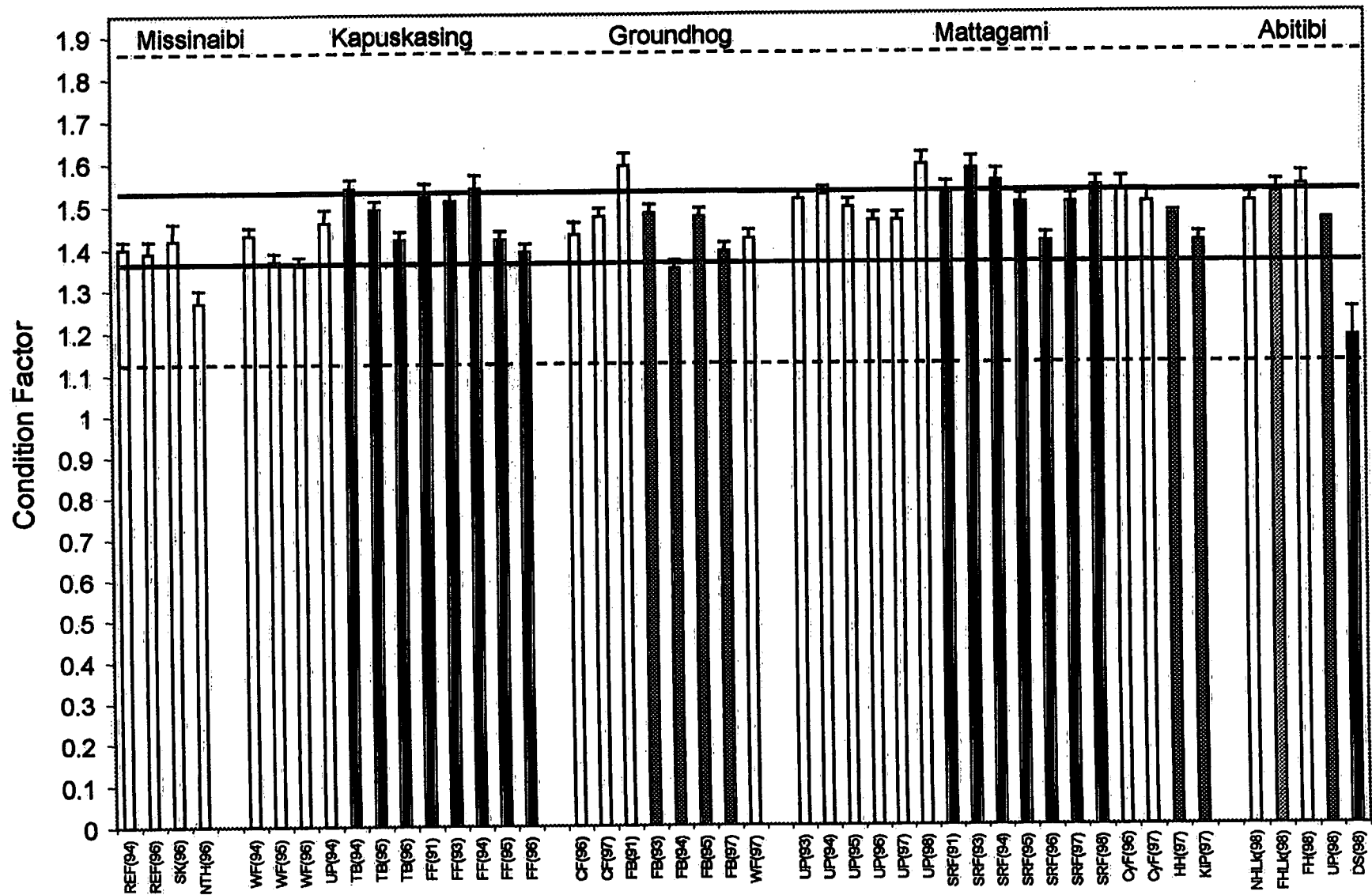


Figure 8-10 : Sommaire des changements jugés "écologiquement pertinents" dans le coefficient de condition des poissons mâles

D'après la grandeur des effets de ± 2 écarts types (ÉT) : la moyenne commune et ÉT pour les sites de référence de 1994 est $1,48 \pm 0,07$ pour le coefficient de condition des mâles ; ce qui signifie que la gamme de 2 ÉT engloberait des valeurs comprises entre 1,34 et 1,62 ;

- a) Sur toute la période de prélèvement, la gamme maximale des valeurs moyennes pour le site en amont de Missinaibi, le site de Kapuskasing (Woman Falls) et les sites de référence de Mattagami (amont), était comprise entre 1,36 et 1,52 ;
- b) Une plage de différence de 25 % dans les moyennes communes de 1994 du coefficient de condition pour les sites de référence (1,48) donnerait des valeurs comprises entre 1,11 et 1,85.

La différence de 25 % a la plus faible pertinence. Pour les tailles des gonades, la différence de 25 % vient d'une valeur déterminée pour représenter l'ampleur des différences démontrées précédemment dans les zones réceptrices de rejets préoccupants (Environnement Canada, 1997a). Il n'existe pas d'ensemble de données comparable qui nous permettrait de choisir une différence écologiquement pertinente dans le coefficient de condition, basée sur des données passées.

Le site de Thunderhouse Falls sur la rivière Missinaibi et le site sur la rivière Abitibi en aval de Iroquois Falls ont un coefficient de condition plus faible en termes de pertinence écologique lorsque l'on utilise n'importe quelle autre méthode (figure 8-10). Les sites à Fauquier Bridge sur la rivière Groundhog et le premier site en amont sur la rivière Kapuskasing montrent des valeurs inférieures à celles de la gamme si l'on utilise les niveaux maximum aux autres sites de référence.

8.7.1.3 Volume du foie

Les seules différences évidentes enregistrées au niveau du volume du foie ont été les augmentations de ce volume en aval de Kapuskasing et les diminutions à mesure que l'on s'éloignait en aval des rivières Mattagami et Frederickhouse (figure 8-11).

En ce qui concerne le volume du foie des mâles dans les prélèvements d'automne (IGS), la gamme des valeurs "normales" serait :

- a) D'après la grandeur des effets de ± 2 écarts types (ÉT) : la moyenne commune et ÉT pour les sites de référence de 1994 est $0,97 \pm 0,20$ pour le volume du foie des mâles ; ce qui signifie que la gamme de 2 ÉT engloberait des valeurs comprises entre 0,57 et 1,37 ;
- b) Sur toute la période de prélèvement, la gamme maximale des valeurs moyennes pour le site en amont de Missinaibi, le site de Kapuskasing (Woman Falls) et les sites de référence de Mattagami (amont), était comprise entre 0,85 et 1,07 ;

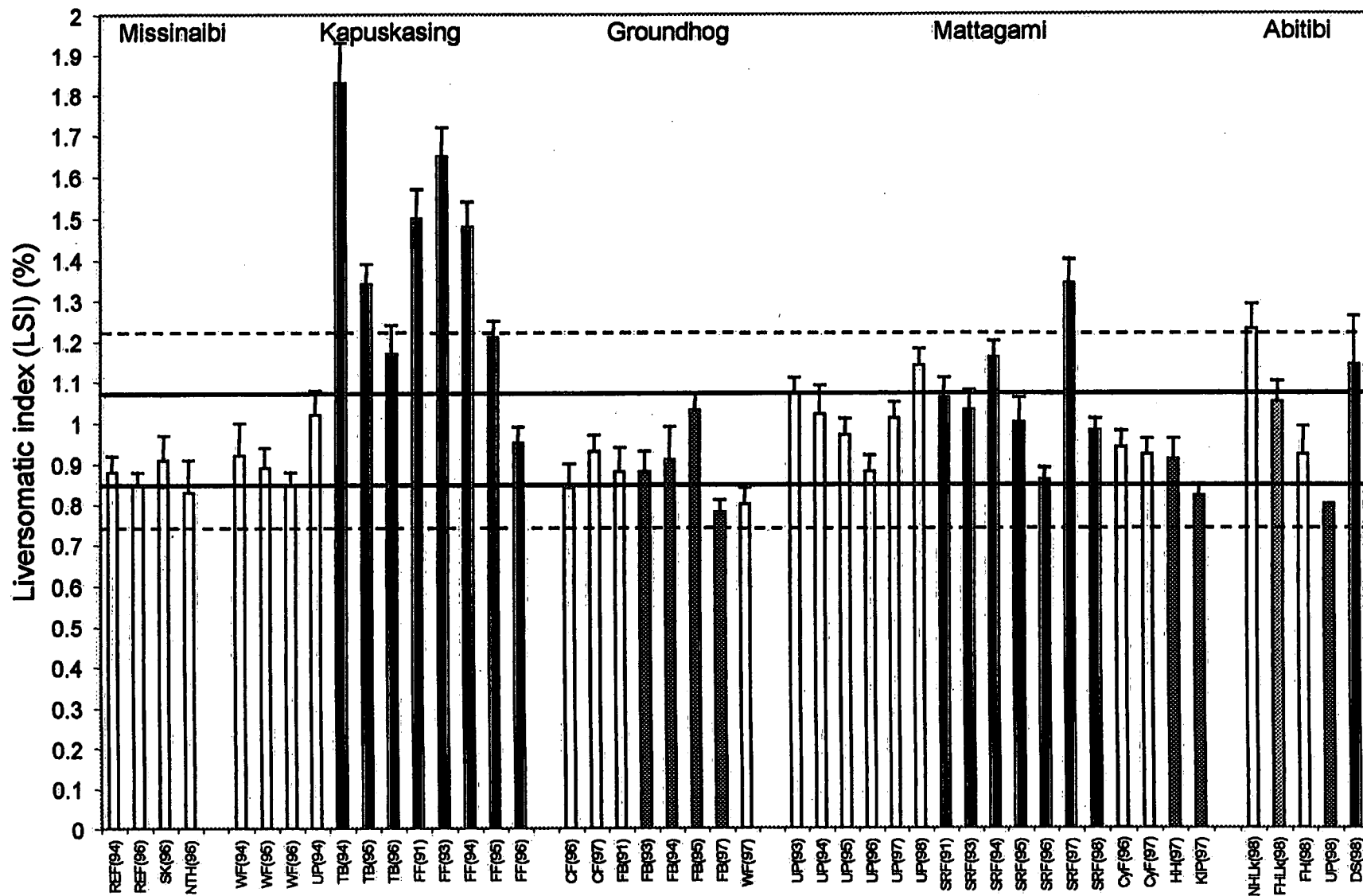


Figure 8-11 : Sommaire des changements jugés "écologiquement pertinents" dans le volume du foie des poissons mâles

- c) Une plage de différence de 25 % dans les moyennes communes de 1994 du volume du foie pour les sites de référence (0,97) donnerait des valeurs comprises entre 0,73 et 1,22.

Avec les trois méthodes, on a constaté que les poissons dans les sites en aval de Kapuskasing sur la rivière Kapuskasing avaient des volumes de foie en dehors de la gamme de pertinence écologique. En utilisant la différence de 25 % comme critère, des foies plus volumineux au niveau de la pertinence écologique ont été constatés en aval de Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami et dans le lac Nighthawk dans le bassin versant de la rivière Abitibi (figure 8-11). En utilisant la gamme des valeurs moyennes, on a constaté des foies plus volumineux en aval de Kapuskasing, en aval de Smooth Rock Falls, dans le lac Nighthawk et en aval de l'usine de papier à Iroquois Falls. En employant ces valeurs, on a constaté des foies plus petits à Carmichael Falls et à Fauquier Bridge sur la rivière Groundhog, ainsi qu'en aval de la centrale hydroélectrique Kipling sur la rivière Mattagami.

8.7.1.4 Différences dans la croissance et la distribution de l'âge

Les meuniers noirs prélevés n'étaient pas tous âgés et la capacité à détecter les différences d'âge est plutôt limitée. Le seul site hors du commun est celui de Fauquier Bridge sur la rivière Groundhog (tableaux 6-2 et 6-3) : ses poissons étaient bien plus jeunes que dans les autres sites. Les informations relatives à la distribution de l'âge et aux taux de croissance doivent être améliorées afin d'augmenter l'efficacité statistique de ces mesures. Les données sur la distribution de l'âge présentent une certaine faiblesse, mais des différences d'âge moyen aussi grandes que 8 ans ont été observées dans de petits ensembles de données (Munkittrick *et al.*, 1992), et il est possible de détecter l'absence de classes d'âge jeune (Munkittrick *et al.*, 1984). Il est préférable de déterminer la survie selon l'âge, ou encore la mortalité qui pourrait être estimée à partir de séries chronologiques d'abondances de classes ou de cohortes d'âge spécifique, mais cela exige de bonnes estimations des abondances absolues ou relatives (Environnement Canada, 1997a).

Une variante serait d'estimer la survie à partir des distributions d'âge dans un seul ou plusieurs échantillons, méthode connue sous le nom d' "analyse des courbes de prise" (Ricker, 1975). Johnson et Landhal (1994) offrent un exemple de l'application de l'analyse des courbes de prise à l'évaluation des effets des agents polluants sur la survie du carlottin anglais (*Pleuronectes vetulus*). Théoriquement, l'analyse des courbes de prise peut aussi s'appliquer à la distribution des âges pour estimer les taux de survie ou de mortalité, et les taux d'accroissement ou de déclin des populations peuvent être prévus à l'aide de modèles englobant ces taux estimatifs de survie ainsi que les estimés de croissance et de fécondité. Dans la pratique, les tailles d'échantillonnage comme celles utilisées ici seraient trop petites pour produire des estimés de survie fiables à partir de l'analyse des courbes de prise. Par exemple, l'analyse des courbes de prise dans Johnson et Landhal (1994) se basait sur des échantillons de poissons prélevés sur quatre ans, plus d'une centaine de poissons étant pris chaque année (prise totale = 1188). Par conséquent, la structure de l'âge doit être traitée

comme un substitut qualitatif, et non pas comme une mesure quantitative directe, des effets potentiels sur la survie.

Le taux de croissance est calculé ici sur la base de la longueur selon l'âge. Ruemper (1998) a réalisé une analyse approfondie de la croissance en utilisant les poissons prélevés dans ces études, y compris une comparaison de la longueur selon l'âge, de même qu'un rétrocalcul de la croissance au moyen des anneaux operculaires. Les résultats étaient contradictoires en 1994 et 1995, montrant des divergences selon les deux méthodes utilisées. Des écarts significatifs n'ont pu être détectés que lorsque les différences de croissance étaient très grandes, ou encore lorsque la variabilité était très faible. L'auteur a recommandé de prélever de plus grands échantillons de poissons et d'abaisser la variabilité en choisissant des tailles spécifiques pour l'analyse de croissance, et elle a préparé un protocole pour des études ultérieures examinant la croissance des poissons (Ruemper, 1998).

8.8 Identification des facteurs limitatifs de la performance

L'objectif de l'évaluation de la performance est de déterminer les facteurs qui limitent la performance des organismes sur le site étudié. Dans les études rétrospectives, l'étape suivante est d'essayer d'isoler les agents stressants responsables de la limitation de la performance, puis de trouver la cause de ces changements. Dans les études prédictives, il est nécessaire de mettre en facteur les résultats dans l'évaluation des risques spécifiques au sites, dans le cadre de l'ÉEC (évaluation des effets cumulatifs).

Nous avons présumé que les perturbations qui n'affectent pas la potentialité des poissons résidents à croître, se reproduire ou survivre s'inscrivent dans la capacité d'assimilation du milieu récepteur. Cette méthode combine la philosophie sous-jacente de deux approches existantes d'ÉEC basées sur les agents stressants : l'analyse de la capacité de tolérance et l'analyse de perturbation des terres. L'analyse de la capacité de tolérance tente d'identifier les facteurs potentiellement limitatifs qui décrivent la capacité de la ressource (voir le chapitre 2). L'analyse de perturbation des terres cherche à établir un niveau souhaitable d'indicateur environnemental comme critère de décision pour évaluer les aménagements industriels actuels et futurs (voir le chapitre 2). Dans la méthode basée sur les effets, nous établissons la capacité de tolérance et le niveau souhaitable comme niveau de développement qui n'affecte pas, de façon inacceptable, la performance des poissons.

Dans les études du bassin versant de la rivière Moose, les divers sites décrits ont montré des niveaux de performance inférieurs et supérieurs à ceux prévus dans cet écosystème. Parmi les sites avec une performance inférieure à la moyenne, on comptait une rivière patrimoniale non exploitée (site de Thunderhouse Falls sur la rivière Missinaibi), un site en aval d'une usine de pâte et papier et d'une centrale hydroélectrique au fil de l'eau (Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami) et un site en aval d'une usine de pâte et papier (temporairement) fermée et d'une centrale hydroélectrique au fil de l'eau (Iroquois Falls sur la rivière Abitibi). Les poissons en aval des centrales électriques de pointe ont

également montré un coefficient de condition plus faible que ceux des sites de référence en amont. Selon le concept de l'ÉEC, il n'est pas nécessaire de décrire les changements déjà existants comme des changements dommageables ou des impacts. Mais il est essentiel qu'une évaluation d'aménagement industriel prenne en compte les implications des conditions existantes dans les préoccupations spécifiques au site associées à l'aménagement.

Les études du bassin versant de la rivière Moose ont également constaté des différences importantes entre les sites de référence, y compris une performance supérieure aux prévisions dans les sites de référence (Smooth Rock Falls sur la rivière Mattagami et lac Nighthawk). On présume, pour l'instant, que la performance améliorée constatée en amont de Smooth Rock Falls, est liée à un accroissement de nutriments et à un habitat très étendu dans lac Nighthawk.

Les conclusions "provisoires" sur les facteurs limitatifs de performance devraient être perçues comme des hypothèses qui restent encore à confirmer. Des études de suivi sur ces sites devraient chercher à élucider les agents stressants associés à la baisse de performance des poissons et à examiner les autres espèces de poissons sur ces mêmes sites. Ce que nous avons tenté ici de faire est de fournir un aperçu de cadre de travail capable de focaliser l'évaluation sur les aspects spécifiques aux sites.

Il faut reconnaître que l'aménagement industriel sera mis en place sans toutes les réponses, mais il importe que le processus d'évaluation des risques puisse au moins identifier toutes les questions. L'évaluation basée sur les effets dépend de l'engagement à surveiller le milieu après l'aménagement afin de clarifier les questions, et à continuer la surveillance de la performance. Une campagne de surveillance post-aménagement mal conçue est une campagne qui se concentrerait uniquement sur les principaux aspects définis par les facteurs limitatifs. Il devrait être possible d'identifier les changements post-aménagement très rapidement, et avant que ne se produisent des dommages importants ou irréversibles.

Par exemple, une série d'études de surveillance menées dans la Baie de Jackfish (décrites dans Munkittrick et al., 1999c), a permis de constater que les meuniers noirs dans le Lac Supérieur, à ces sites, avaient subi une maturité sexuelle alors que leur poids avait atteint de 450 à 600 g. La principale préoccupation sur ce site était le retard de maturité sexuelle de ces poissons. La surveillance de la proportion de poissons sexuellement matures dans une gamme de tailles ou de poids correspondant à la normale devrait permettre d'identifier les changements durant la première année où les conditions sont altérées. Si les études de base ont montré, par exemple, que 70 % des poissons dans cette gamme de poids devraient normalement être sexuellement matures, et que la surveillance post-aménagement indique qu'aucun poisson dans cette gamme n'a atteint sa maturité durant une année spécifique (et que la valeurs de référence restent inchangées), des études de suivi doivent être entamées immédiatement. Cela donne une période de temps assez longue pour examiner les options avant que des dommages irréversibles se produisent dans le milieu visé.

9. IDENTIFICATION DES AGENTS STRESSANTS CRITIQUES

L'importance de l'identification des facteurs causatifs varie avec le type d'aménagement proposé (activités prévues), l'étendue et la portée des différences observées, ainsi que l'influence écologique des changements constatés. Lorsque l'on examine les impacts éventuels d'un aménagement existant, il peut s'avérer nécessaire de définir l'acceptabilité des changements avant d'investir des efforts dans la définition des facteurs causatifs, surtout si les causes ne sont pas évidentes. Dans le cas des aménagements proposés, il sera critique de bien définir les facteurs associés à tout changement déjà constaté dans la performance des poissons afin de pouvoir d'évaluer la transformation possible des facteurs limitatifs liés à chaque aménagement. Il sera difficile, voire impossible, de prévoir les impacts éventuels de l'aménagement sans identifier en premier lieu les agents stressants spécifiques au site qui limitent ou gênent déjà la performance.

Une fois qu'une situation a été identifiée comme étant préoccupante, elle comporte au moins deux niveaux de "cause" dignes d'intérêt dans l'évaluation des effets cumulatifs :

- a) identification des agents stressants spécifiques ou des rejets spécifiques dans les situations où l'on sait qu'ils sont responsables des changements ;
- b) identification des agents chimiques spécifiques ou des agents stressants spécifiques dans les rejets ou les mélanges connus comme étant responsables des impacts.

La principale différence entre la méthode d'évaluation fondée sur les effets et les autres méthodes est que la compréhension des résultats se concentre surtout sur la définition des facteurs écologiques associés au changement observé dans la performance des poissons. Si la croissance des poissons est affectée, on cherchera en particulier à définir quels facteurs ont provoqué ces changements dans la disponibilité ou l'utilisation de la nourriture. Dans le cas d'un aménagement industriel proposé, le principal élément à prendre en compte dans l'évaluation des risques et dans l'évaluation des effets cumulatifs est le suivant : déterminer de quelle manière l'aménagement peut modifier les facteurs qui limitent actuellement la performance des poissons dans l'écomilieu. C'est là une différence qui s'éloigne nettement de l'actuel processus d'évaluation des risques axé uniquement sur la vérification d'un agent chimique à la fois.

Il existe au moins trois niveaux d'investigation pour étudier la cause des changements. Le niveau d'investigation étendu va dépendre de plusieurs facteurs, notamment l'ampleur des changements observés et le niveau de préoccupation à savoir si les changements empiront (figure 9-1). La méthode écoépidémiologique tente de corréler la connaissance actuelle des changements avec les données existantes sur les agents stressants pour essayer d'évaluer la force de l'association entre le phénomène observé et une cause soupçonnée. Davantage de travail d'investigation est nécessaire pour identifier les agents stressants liés aux changements. Des travaux d'investigation encore plus intensifs sont souvent indispensables

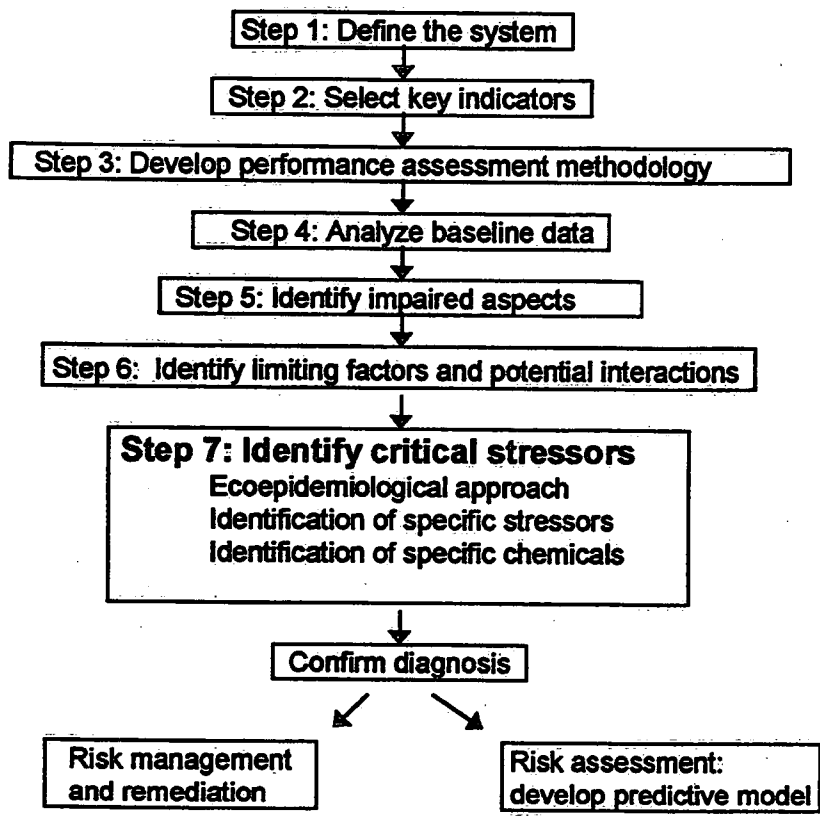


Figure 9-1 : Investigation de la cause ou des agents stressants critiques dans l'évaluation guidée par les effets

pour identifier la composante spécifique de l'agent stressant qui s'avère responsable du changement.

9.1 Critères écoépidémiologiques pour l'attribution des causes

On a souvent beaucoup insisté sur l'emploi des critères épidémiologiques pour déduire les causes associées aux changements écologiques (tableau 9-1). Ce processus convient mieux à la méthode basée sur les agents stressants, car il représente une démarche visant l'évaluation de la force des conclusions par rapport aux données disponibles. Il offre par ailleurs une méthode utile pour mettre en évidence et prioriser les secteurs exigeant des recherches supplémentaires.

Nombre d'articles spécialisés décrivent les principes d'utilisation des techniques écoépidémiologiques pour définir avec plus de détail la causalité (voir Fox, 1991 ; McMaster *et al.*, 1996). Bien que les démarches écoépidémiologiques soient souvent employées dans les études de terrain, elles ne font d'ordinaire qu'attribuer des causes de façon indirecte, et ne constituent donc pas les démarches privilégiées pour procéder à l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC).

Tableau 9-1
Sources de données écoépidémiologiques pour définir la cause et l'effet (adapté de Fox, 1991)

Catégorie	Aspects à prendre en compte
Constance	Les réponses sont-elles constantes ? (quels que soient la période, l'endroit, les chercheurs, l'espèce, le polluant, etc.)
Performance prédictive	L'hypothèse prédit-elle un fait antérieur inconnu ou une conséquence antérieure inconnue ?
Probabilité	Force statistique de la conclusion : existe-t-il un mécanisme plausible pour la relation ?
Ordre temporel	Y a-t-il cohérence dans le caractère opportun de la manifestation de la cause et de l'effet proposés ?
Force d'association	Quel est le risque relatif d'une exposition prolongée aux agents stressants ?
Spécificité	Quelle est la précision de la relation ? Est-ce que l'exposition mène uniquement à cet effet, et cet effet peut-il être provoqué seulement par cette exposition ?
Cohérence	Existe-t-il une cohérence entre la relation de cause à effet et les faits connus ? L'historique des causes à effet ne doit entrer en conflit avec les faits et la théorie.

Les techniques épidémiologiques servent habituellement à l'examen des phénomènes qui, quoique répandus, peuvent ne pas se prêter aisément à des essais directs en laboratoire. Les démarches sont une manière formelle de construire l'analyse des données, et l'on devrait en garder à l'esprit les principes pour permettre l'identification des causes. Plus

spécifiquement, pour qu'une cause soit identifiée avec succès, elle doit être conséquente en termes de manifestation et explicable à l'aide de faits connus.

L'évaluation des effets cumulatifs exige une identification plus spécifique de la ou des causes, qui est habituellement réalisée à l'aide de l'écoépidémiologie. En ce qui concerne les études du bassin versant de la rivière Moose, une analyse épidémiologique pourrait reconnaître si les changements observés en aval des installations hydroélectriques ou des usines de pâte et papier, étaient cohérents avec les changements constatés ailleurs, ou s'ils étaient probables, spécifiques, etc. Une telle analyse avait été menée auparavant sur les rejets d'une papetière afin de déterminer si les modifications touchant la reproduction étaient véritablement causées par la baisse des niveaux d'hormone stéroïdienne couramment observés en réponse à une exposition à des rejets industriels (McMaster *et al.*, 1996). L'étude a conclu qu'il n'y avait pas assez de preuves pour démontrer que les hormones étaient responsables des changements dans le taux de reproduction. En fait, la controverse existe toujours sur la significations de ces changements dans la reproduction (Kovacs *et al.*, 1997 ; Munkittrick *et al.*, 1997, 1998, 1999).

Afin d'évaluer les effets cumulatifs possibles, tirer des conclusions sur les causes spécifiques n'est pas nécessairement important. Ce qui importe, en revanche, c'est de savoir si les poissons résidant dans une zone donnée montrent qu'ils ont été soumis à des impacts éventuels sur la maturité sexuelle ou la performance de reproduction associés aux conditions en présence. Ces changements en fait permettront d'évaluer les impacts potentiels de la présence d'agents stressants supplémentaires dans l'écomilieu. La conclusion importante de l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) se fondant sur les effets eux-mêmes est liée à la condition qu'il y ait ou non un changement dans la performance, et à la compréhension (pourvu qu'elle soit assez bonne) de la situation pour adapter spécialement au site l'évaluation des risques en vue de prendre en considération les facteurs susceptibles de jouer un rôle dans l'évaluation de la situation spécifique.

9.2 Identification d'agents stressants spécifiques responsables des changements

Diverses méthodes conviennent à l'analyse des causes des changements. Une des priorités doit être de confirmer d'abord que les changements sont réels, et de comprendre l'ampleur et la portée géographique des changements. Il est souvent possible d'éliminer ou de prioriser les agents stressants d'après la répartition géographique des réponses. Toutefois, il importe de comprendre la mobilité des espèces indicatrices utilisées pour tirer des conclusions solides.

Le processus d'identification de la portée géographique des changements peut être rationalisé si le mécanisme d'action est suffisamment identifiable pour, ou bien réduire la quantité d'informations nécessaires dans chaque site, ou bien augmenter l'efficacité de l'échantillonnage. Cela convient en particulier si les changements (ou les agents stressants)

peuvent être réduits strictement à un simple indicateur chimique ou biochimique, ou encore à une réponse de tout l'organisme, spécifique à l'indicateur.

Les pentes d'écoulement des sites sont déterminantes lorsqu'il y a une certaine distance géographique entre les sources d'agents stressants, ou bien lorsqu'il y a possibilité d'utiliser des prélèvements de poissons confinés dans des cages ou très peu mobiles, ou encore des invertébrés, afin d'isoler les facteurs. Des mésocosmes ou des essais biologiques sur le site s'avèrent spécialement utiles pour identifier les rejets spécifiques comme facteurs instigateurs. Les trois éléments caractérisant la qualité des sédiments ont également été appliqués pour fournir la confirmation que les changements sont provoqués par des situations particulières.

Le processus utilisé dans les études du bassin versant de la rivière Moose comportait la possibilité de vérifier les changements au fil du temps, à mesure que les usines de papier subissaient des modifications des procédés. Ces techniques exigent que l'échelle de temps pour les prises de décisions autorise des projets étalés sur plusieurs années. L'un des avantages qu'offre l'utilisation d'une structure de gestion adaptative d'un écosystème est qu'il permet une réévaluation et un ajustement continus des stratégies de surveillance et d'atténuation, à mesure que deviennent disponibles des renseignements supplémentaires.

9.3 Identification d'agents chimiques spécifiques associés aux changements

L'identification, parmi les rejets ou les agents stressants, d'éléments spécifiquement responsables des impacts, est rarement requise pour la prise de décisions de gestion. Il est crucial que l'identification soit confirmée étant donné que les changements dans les procédés industriels exigent en général d'importants investissements de capitaux et peuvent entraîner, par eux-mêmes, l'apparition de conditions nouvelles et imprévisibles.

La confirmation incontestable de l'identité spécifique d'un élément responsable de changements va exiger une situation comparable à celle qui suit les postulats de Koch. L'agent stressant préoccupant doit être éliminé de la situation pour que s'ensuive un retour aux conditions préalables. Par ailleurs, l'agent stressant doit pouvoir être rétabli afin de recréer l'impact. Plusieurs possibilités existent pour cela, notamment le recours à des rejets contrôlés ou un fonctionnement sélectif des procédés internes, ou bien l'emploi de procédures d'identification et d'évaluation de la toxicité (IET). Dans les deux cas, deux choses sont nécessaires : un solide partenariat entre l'industrie et la recherche, d'une part, et une connaissance suffisante du mécanisme pour pouvoir raccourcir l'apparition de l'impact.

10. PROCESSUS DE PRISE DE DÉCISION PROPOSÉ POUR L'ÉVALUATION BASÉE SUR LES EFFETS

La réglementation environnementale s'est toujours fondée sur un concept de contrôle-commande, les concentrations cibles de substances polluantes étant basées sur des extrapolations de données obtenues par des essais en laboratoire. Les programmes d'évaluation n'ont généralement pas été soumis à un examen approfondi de la part du public, ont connu peu d'enthousiasme de la part des groupes d'intérêt et n'ont reçu que peu d'attention scientifique par les pairs des chercheurs. Nombre de processus actuels de prise de décisions se basent sur des techniques de "poids de la preuve" qui tentent d'établir une relation entre les agents stressants présumés et les effets observés ou prévus qui se manifestent dans l'environnement. Au cas où les mesures des réponses donnent des preuves conflictuelles, les sources de données peuvent être liées à une pondération prédéterminée, ou encore placées dans une structure de décision qui a été élaborée *a priori*.

L'une des principales limitations que l'on constate avec les programmes actuels d'évaluation est qu'ils ne s'intègrent pas facilement à un processus de prise de décisions. L'absence d'un processus de prise de décisions prédéterminé a donné lieu à diverses tentatives de développer des décisions se basant sur une méthode de poids de la preuve. Mais les méthodes du poids de la preuve manquent en général de rigueur scientifique et n'aboutissent pas toujours à des décisions claires ou pertinentes aux besoins des groupes d'intérêt.

Plusieurs obstacles empêchent la progression des études de suivi basé sur les effets, notamment la confusion entourant le propos, les objectifs et la finalité des programmes d'évaluation, de même que l'absence d'un processus bien défini de prise de décisions. La visée actuelle des programmes d'évaluation est d'identifier les stratégies d'atténuation afin de limiter les impacts éventuels des aménagements. La structure d'évaluation basée sur les effets est une combinaison des nombreux concepts employés dans l'analyse de la capacité de tolérance, l'analyse des possibilités de perturbation des terres et les procédures adaptatives (voir le chapitre 2). La méthode spécifie comme objectif un "impact nul sur la performance des poissons" et utilise cet objectif pour examiner la capacité de tolérance ; elle fait appel à une stratégie de gestion adaptative pour assurer sa pleine réalisation.

10.1 Propos du programme d'évaluation

Le propos d'une stratégie de gestion adaptative est de regrouper et préparer l'information nécessaire pour gérer l'écomilieu d'une façon itérative, avec un temps de réponse suffisant pour permettre l'adaptation de la stratégie de gestion avant des dommages irréversibles soient infligés à l'écomilieu. Le principal résultat de l'évaluation de la performance est la fourniture d'informations qui s'intégreront dans un processus de prise de décisions. L'objet du présent chapitre est de décrire un processus de prise de décisions capable d'exploiter les

données produites par une évaluation des effets cumulatifs guidée par les effets eux-mêmes, en utilisant les populations de poissons.

Le processus d'évaluation est une "cible en mouvement" et évolutive en même temps. Cet énoncé a entraîné la confusion entourant certaines des fondations de l'évaluation fondée sur les effets, y compris les réponses aux questions comme :

- Qu'est-ce qu'un effet ?
- Quand une réponse devient-elle un impact ?
- Quand un impact devient-il un dommage ?

Parmi les groupes comportant plusieurs intervenants (groupes d'intérêt importants), il est difficile d'aboutir à un consensus sur les définitions de termes comme : effet, préjudiciable, impact ou dommages. Par exemple, après 12 ans d'études menées sur les impacts éventuels des rejets d'une papetière à Jackfish Bay au Lac Supérieur (Munkittrick et al., 1999c), il n'y a toujours pas de consensus sur la présence ou non d'impacts. Une grosse papetière rejette des effluents dans un petit cours d'eau qui s'écoule vers une baie isolée, non peuplée, du Lac Supérieur (McMaster et al., 1991). Les études ont relevé, chez les poissons, une maturité sexuelle tardive, des gonades de taille réduite, des caractéristiques sexuelles secondaires altérées et une physiologie modifiée (Munkittrick et al., 1997, 1998). Cependant, la population des poissons est intacte et des améliorations constantes ont été constatées depuis que l'usine de papier a entrepris des modifications des procédés de fabrication et une modernisation du traitement des eaux usées.

La controverse demeure sur la définition du terme "impacts" : la maturité sexuelle tardive et des gonades plus petites représentent-elles des impacts. On craint que les sites de référence puissent ne pas être valables et que la variabilité d'une année à l'autre et d'un site à l'autre soit à l'origine des changements (Kovacs et al., 1997).

Une partie des problèmes a été attribuée à certaines lacunes particulières à l'évaluation écologique traditionnelle. Les évaluations écologiques risquent d'être fortement contrariées par des difficultés d'interprétation et des subjectivités personnelles au niveau des sites de référence, de la spécificité des sites et de la variabilité naturelle. Des différences dans l'interprétation des changements existent ; voici quelques exemples notoires (adapté de Munkittrick et Sandström, 1999) :

- a) pour être importantes, les différences biochimiques doivent persister toute l'année et dans toutes les conditions ; pour être utiles, elles doivent être liées à des niveaux plus élevés d'organisation;
- b) les changements subis par les organismes ou les sous-organismes, qui n'ont pas d'impact sur les niveaux de population ou de communauté biotique, ne sont pas écologiquement pertinents ;

- c) les changements de niveau de population qui n'ont pas d'impact sur l'abondance des organismes ne sont pas jugés importants ;
- d) les changements dans l'abondance ne sont pas jugés importants si les populations ne deviennent pas rares ou si l'espèce locale visée ne risque pas l'extinction.

Ces préoccupations seraient communes à tout programme d'évaluation basée sur les effets et portent avant tout sur la manière dont les groupes d'intérêt interprètent les différences. Bien que ces aspects aient été identifiés depuis longtemps, la science de l'évaluation des impacts n'a pas fait beaucoup de progrès pour les prendre en compte efficacement. En général, on a hésité à conclure qu'il y a eu impact à cause de la perception qu'un tel impact déclencherait le besoin de rechercher d'autres réponses, soit en lançant des études additionnelles, soit en demandant des modifications de procédé industriel (Munkittrick et Sandström, 1999).

Dans l'évaluation des impacts, il y a une tendance à accepter le fait que la concentration cible a été atteinte une fois que les signes évidents des impacts et la toxicité à court terme sont réduits. L'un des principaux facteurs qui freinent le progrès de l'évaluation est l'idée erronée que tous les impacts sont préjudiciables et, de ce fait, inacceptables. Il est clair que des poissons individuels peuvent survivre à plusieurs impacts biochimiques, et que des populations peuvent survivre à plusieurs impacts individuels. La question qui se pose dans l'évaluation des effets cumulatifs est la suivante : un écomilieu existant peut-il assimiler de nouveaux aménagements sans altérer la capacité de tolérance ou les seuils dans le milieu récepteur ?

Le processus de prise de décisions n'est peut-être pas toujours un processus scientifique, mais il peut utiliser des règles de décision à base scientifique. En Suède, il arrive que les décisions à prendre sur les objectifs de qualité environnementale résultent parfois de préoccupations éthiques, les perceptions du public n'étant pas uniquement d'ordre écologique (Agence suédoise de protection de l'environnement, 1997) ; en plus de l'information scientifique, les décisions tiennent souvent compte de facteurs économiques, sociologiques et technologiques. Le processus scientifique a pour rôle de quantifier les données objectivement puis de fournir, aux autres niveaux d'organisation, des informations sur les types de changements, leur répartition, leur fréquence et leur durée, et enfin leur pertinence, de façon à permettre une prise de décision éclairée.

10.2 Principales questions liées à l'évaluation basée sur les effets

Vu que toute méthode de gestion des risques vise un accroissement de la participation des groupes d'intérêt (Power et McCarty, 1998), les questions qui se posent aux responsables du processus de prise de décisions doivent changer. Dans l'évaluation des risques, les groupes d'intérêt ont un rôle important à jouer dans la manière de formuler le problème ;

mais dans les évaluations guidées par les effets, le rôle des groupes d'intérêt est d'aider à évaluer la question de l'acceptabilité.

La question de la pertinence écologique risque de ne pas toujours être directement appropriée à la définition des changements inacceptables. Dans certains cas, des changements qui ne sont pas écologiquement pertinents (par ex., altération de l'organisme des poissons ou lésions externes non souhaitables), risquent d'être jugés inacceptables dans la négociation avec les groupes d'intérêt. Dans d'autres cas, des changements dans la maturité sexuelle ou la fécondité, qui sont écologiquement pertinents, peuvent être jugés acceptables lorsqu'ils sont examinés dans le contexte des facteurs sociologiques et économiques qui jouent un rôle certain dans les décisions de gestion.

Un processus de prise de décisions qui intègre les décisions de gestion aux types d'informations engendrées par le programme d'évaluation basée sur les effets, se révèle nécessaire. Ces décisions de gestion n'impliquent pas directement les questions liées à la pertinence écologique des impacts existants et à la relation de ces changements avec la variabilité naturelle, bien que ces données soient indispensable pour la prise de décisions. L'objectif central des études doit changer et passer de l'inutile contrainte de définir les changements "préjudiciables" à une résolution des questions de durabilité et d'acceptabilité des changements, et aussi des conséquences de changements additionnels dans le futur ou des aménagements industriels dans l'écomilieu. Les questions auxquelles il faut répondre au niveau des décisions de gestion de l'évaluation basée sur les effets sont les suivantes :

1. *Les mesures indiquent-elles un changement réel ?* La confirmation de cette question est essentielle dans ce processus.
2. *Les changements donnent-ils des améliorations ou des aggravations ?*
3. *La situation environnementale actuelle est-elle durable ?* Cette question est limitée dans l'espace (la durabilité s'applique-t-elle au site ?) et dans le temps (le changement va-t-il durer sur ce site dans un proche avenir ?). Un suivi supplémentaire et continu serait nécessaire pour s'assurer que les conditions environnementales qui affectent la réponse ne modifient pas la durabilité (sécheresse, réchauffement global, eutrophisation à grande échelle, etc.).
4. *La situation actuelle est-elle acceptable ?* En supposant que des changements réels existent, les décisions concernant de nouveaux aménagements industriels devront tenir compte de la situation présente. Il est plus important et plus judicieux d'interpréter les données écologiques en termes d'impacts sur les populations auto-suffisantes et d'inclure les données obtenues dans les décisions ultérieures liées à de nouveaux aménagements ou au changement des conditions environnementales.
5. *Un aménagement supplémentaire ou des changements climatiques pourraient-ils altérer la réponse ?* Dans une structure d'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC), tout changement dans la charge des agents stressants environnementaux devra être surveillé et modélisé le plus fidèlement possible pour assurer que la durabilité n'a pas été affectée.

Le rôle de la science doit se limiter à la définition de l'étendue et de la portée des changements, et aussi des tendances des changements dans le temps. Une fois les changements documentés, la première décision importante est de définir si les changements vont provoquer une perte de populations – c.-à-d., *la situation est-elle durable*¹ ? La priorité doit assurer que les populations et les biocénoses soient préservées dans la zone d'une source de rejet ou d'un nouvel aménagement.

L'insuccès des études actuelles à se concentrer sur la détermination des impacts et sur l'appréciation de la durabilité d'une façon spécifique au site signifie qu'il y a une tendance à voir l'évaluation des impacts comme un modèle noir ou blanc. Par conséquent, on tend à écarter les résultats que l'on juge non pertinents alors qu'une telle décision risque d'avoir des conséquences. En ignorant la preuve de changements subtils qui s'inscrivent dans la capacité assimilatrice du biote, on ignore aussi le potentiel d'interaction de nouveaux agents stressants éventuels avec les agents stressants existants. Il existe un besoin de comprendre l'étendue et la portée de toutes les réponses existantes, quelle que soit leur ampleur, de sorte que les futurs agents stressants éventuels puissent être adéquatement pris en compte.

Pour répondre à la question de la durabilité, on doit faire appel à nombre d'autres facteurs que l'évaluation des impacts et inclure la connaissance de l'historique d'exploitation ainsi qu'un certain jugement sur les futures conséquences à court terme des rejets. Un nouvel aménagement qui occasionne des réponses rapides au niveau de la population ou de la biocénose pourrait exiger des mesures d'atténuation pour assurer la perpétuation de l'écomilieu. Évidemment, si les poissons n'ont pas assez de nourriture, mais que les rejets sont présents depuis une très longue période de temps, la situation est jugée durable et relativement stable. La question pertinente est de savoir si, advenant de nouvelles circonstances, elle va continuer d'être stable et durable.

Si une situation est durable et que les changements constatés sont acceptables, la prochaine décision pertinente portera sur la possibilité qu'un futur aménagement ou de futurs changements environnementaux puissent altérer cette situation. Plusieurs points critiques aideront à déterminer les impacts, à évaluer la durabilité et à prédire les conséquences des changements cumulatifs survenus dans l'écomilieu (Munkittrick et Sandström, 1999) :

- a) pour la plupart des milieux aquatiques, les poissons représentent le plus haut niveau trophique aquatique. Les questions liées à l'acceptabilité et aux futurs effets cumulatifs possibles exigent davantage d'informations que les indices classiques d'évaluation basés sur la diversité de la biocénose ou sur l'abondance des principales espèces. Des impacts

¹ La définition de "durable" offerte par la Commission mondiale sur l'environnement et du développement (connue sous le nom de Commission Brundtland) est : "un développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des futures générations à répondre à leurs propres besoins". (Environnement Canada, 1995, Rapport du Canada à la Commission des Nations Unies sur le développement durable).

décelables au niveau individuel peuvent être acceptables et durables, mais ils sont également la clé de la compréhension des impacts éventuels de futurs agents stressants additionnels dans l'écomilieu. Il importe de protéger la croissance, la reproduction et la survie des poissons, de même que leur abondance et leur santé. Si des changements surviennent, leur étendue géographique et leur portée affecteront le processus de prise de décisions ;

- b) les évaluations doivent inclure les espèces écologiquement importantes et typiques de poissons, et non pas seulement les espèces intéressantes pour la pêche commerciale. Les principaux facteurs sont que les poissons doivent être abondants, exposés aux agents stressants et offrir des données interprétables ;
- c) les indicateurs ne peuvent être choisis de façon générique. Le mécanisme d'impact peut être subtil, lié à des facteurs spécifiques au site et, souvent, est impossible à prédire à l'avance. Dans un suivi, les meilleurs indicateurs vont varier d'un site à l'autre et seront directement liés, selon le site, aux agents stressants et au mécanisme d'impact ;
- d) la détermination de "l'acceptabilité" des changements ne relève pas du processus scientifique ; la perception de l'acceptabilité ou de la non-acceptabilité peut changer selon plusieurs facteurs non scientifiques comme notamment : le statut économique, les aspects sociologiques, les capacités technologiques et le niveau de sensibilisation environnementale (APE de Suède, 1997) ;
- e) les évaluations seront limitées dans le temps et l'espace. L'absence d'impact dans un écomilieu ne garantit pas l'absence de réponse dans un autre ; la planification de l'étude, les caractéristiques de l'habitat, les préférences d'habitat par les espèces et la mobilité des poissons peuvent jouer des rôles importants, mais non identifiés, dans la participation à un degré d'impact évident dans certains sites.

10.3 Cadre législatif canadien

Afin de bien comprendre les implications du changement proposé dans la méthode d'évaluation, il serait bon de revoir le cadre législatif en vertu duquel seront réalisées les études des effets cumulatifs au Canada. Les principaux instruments de réglementation qui se rapportent aux rejets et aux aménagements industriels sont : la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale (LCÉE)*, la *Loi sur les pêches*, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)* et la *Loi sur les produits antiparasitaires (LPA)*. Pour les besoins de l'évaluation des impacts et de l'évaluation des effets cumulatifs, la plupart des dispositions exigeant une évaluation se trouvent dans la LCÉE ou dans la *Loi sur les pêches*.

10.3.1 Loi canadienne sur l'évaluation environnementale

Le gouvernement canadien a inclus, dans cadre de la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale*, une directive pour aborder les effets environnementaux cumulatifs (www.ceaa.gc.ca). Le règlement exige que les promoteurs d projets d'aménagement

identifient les effets environnementaux cumulatifs éventuels, les analyse, détermine leur importance, et identifie les mesures d'atténuation possible. Cette exigence élargit l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) de façon à inclure les activités actuelles et probables sur toute la vie utile du projet.

10.3.2 *Loi sur les pêches*

La *Loi sur les pêches* vise à protéger les poissons, leur habitat et l'exploitation des ressources piscicoles par l'homme. La *Loi sur les pêches* est basée sur une tolérance zéro au niveau de la destruction de l'habitat ou du rejet délibéré en mer de substances nocives. Dans le cas des dommages à l'habitat, la politique demande une perte nette nulle de l'habitat. Dans le cas du rejet délibéré en mer de substances nocives, la Loi exige que des conditions spécifiques soient satisfaites avant que soit donnée l'autorisation de décharge des substances.

De récents règlements amendés de la *Loi sur les pêches* (Règlements et directives sur les papetières et les effluents papetiers individuels [1993], Règlements et directives sur les effluents liquides des mines de métaux [en cours]) prescrivent également aux industries de mener une étude sur les effets potentiels de leurs déchets, en vertu des Règlements et directives sur le suivi des effets sur l'environnement. Ces Règlements et directives demandent aux industries de recueillir des informations sur les ressources de poissons pour la pêche, les communautés benthiques d'invertébrés, la toxicité aquatique, et la chimie (de l'eau, des rejets, et/ou des sédiments) de leurs effluents.

Ces programmes de suivi des effets sur l'environnement (SEE) sont relativement récents et le processus d'interprétation des données n'a pas encore été totalement rodé. Un processus de prise de décisions est nécessaire pour extraire les données du programme de SEE et pour décider si un problème existe ou non. Les méthodes du "poids de la preuve" font appel habituellement à toute information disponible puis la prennent en compte dans son entièreté dans le cadre du processus de prise de décisions. Un système de prise de décisions en plusieurs étapes convient bien dans ce processus. Le processus de prise de décisions doit être compatible avec tout système de prise de décisions conçu pour une évaluation des effets cumulatifs basée sur les effets eux-mêmes, vu que les deux programmes ont des buts et objectifs comparables. En fait, le programme de SEE a la capacité de représenter les exigences de base (référence) et de suivi post-aménagement pour une évaluation basée sur les effets.

10.3.3 *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*

La Partie II de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE)* porte sur la fabrication, l'importation et l'utilisation de substances toxiques. Par définition, une substance est "toxique" si elle entre ou risque d'entrer dans l'environnement en quantités ou dans des conditions susceptibles de constituer un risque pour l'environnement général, pour l'environnement qui soutient la santé humaine ou pour la santé humaine. Si des

substances se révèlent toxiques, des méthodes de gestion des risques sont alors employées pour réduire les risques potentiels. Les Listes des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE représentent un processus d'évaluation, produit chimique par produit chimique, permettant de surveiller les produits chimiques et déchets industriels et commerciaux. La Loi donne au gouvernement fédéral le pouvoir de réglementer, tout au long de leur cycle de vie, les substances jugées toxiques. Il y a donc une justification de gestion adaptative vu que le principe de prudence préconise qu'un manque de totale certitude scientifique ne doit pas être utilisé comme une raison de différer une mesure économique. Le Programme d'évaluation des substances d'intérêt prioritaire de la LCPE a évalué moins de 70 des quelque 23 000 agents chimiques qui exigent une évaluation.

10.3.4 Loi sur les produits antiparasitaires

La LPA exige l'enregistrement et la réglementation de l'importation, la fabrication et l'utilisation de pesticides au Canada, notamment les fongicides, insecticides, régulateurs de croissance des plantes, désinfectants, produits chimiques pour piscines et agents de préservation du bois. Dans les secteurs où la LCPE et la LPA se chevauchent, la LCPE réglemente les usages industriels des produits chimiques. En vertu de la LPA, l'évaluation et la gestion des risques servent à administrer l'usage des pesticides par le biais de directives sur les étiquettes des produits. L'enregistrement est refusé pour tout produit représentant des risques inacceptables, mais ce niveau de risque n'est pas défini.

10.4 Structure de prise de décisions

La *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCÉE) et le processus de suivi des effets sur l'environnement (SEE) nécessitent un processus de prise de décisions destiné à aider l'établissement d'objectifs et de concentrations cibles pour les études d'évaluation. Au chapitre de l'évaluation des effets cumulatifs, la structure de prise de décisions a trois paliers :

- évaluer si un aménagement industriel actuel produit des impacts ;
- évaluer si un nouvel aménagement dans une zone vierge aura des conséquences ;
- évaluer si un écomilieu exploité peut tolérer de nouveaux aménagements.

Dans chaque cas, les principales questions d'évaluation doivent porter sur l'utilisation des poissons, les poissons eux-mêmes et leur habitat. Ces aspects doivent guider le processus de prise de décisions étant donné que les dispositions de la *Loi sur les pêches* serviront vraisemblablement au niveau du suivi post-aménagement. Les résultats du processus de prise de décisions doivent refléter le fait que les décideurs ont compris si les changements constatés sont suffisants pour bien en étudier la source et pour évaluer les diverses options d'atténuation. Des changements qui mènent à un "examen de la cause" incluent les changements non durables se traduisant par une perte de la ressource, de même que les changements qui ne sont pas acceptables.

Alors que certaines campagnes de suivi ont recours à une méthode équilibrée du poids de la preuve dans laquelle tous les aspects sont pris en compte, on pourrait réellement gagner en efficacité en axant l'évaluation sur une approche progressive. Au Canada, certains articles de la *Loi sur les pêches* stipulent que les aménagements industriels ne doivent affecter ni les poissons, ni l'habitat des poissons, ni encore l'utilisation des poissons par l'homme. Bien que l'évaluation ait tiré profit de divers niveaux taxonomiques, la décision liée à l'acceptabilité et la durabilité se concentrera sur les invertébrés benthiques et les ressources piscicoles. Des recherches considérables ont été investies dans l'élaboration de méthodes utilisant les invertébrés benthiques, et les chercheurs disposent largement d'indices basés sur la biocénose (Environnement Canada, 1995a ; Taylor et Bailey, 1997). Dans le contexte de l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC) se basant sur les ressources piscicoles, que l'on présente ici, les données benthiques jouent un rôle primordial et de soutien dans la détermination de l'acceptabilité et des seuils des effets.

Les changements intervenant aux niveaux inférieurs de l'écosystème, comme les bactéries ou les algues, peuvent être altérés sans conséquence pour les niveaux supérieurs du milieu. En termes d'évaluations rétrospectives, si des changements existants étaient pertinents aux niveaux plus élevés du milieu, ils seraient transformés en changements des niveaux supérieurs du milieu. Il est déjà assez difficile de convaincre les groupes d'intérêt sur l'importance des changements dans la maturité ou les taux de croissance des poissons ; mais il est beaucoup plus difficile de leur prouver la pertinence ou l'importance d'un changement dans les populations d'algues ou de bactéries, même si ce changement ne se répercute pas sur les niveaux supérieurs du milieu. Les changements enregistrés dans les niveaux inférieurs du milieu qui ne sont pas assez marqués pour se refléter sur les poissons ou le benthos, se répercuteront en changements mesurables chez les poissons ou le benthos.

En termes d'évaluations rétrospectives, les effets indirects liés à la nourriture sont les réponses qui ont été le plus souvent ignorées dans les évaluations des impacts environnementaux (ÉIE). Toutefois, en termes de suivi post-aménagement, les campagnes de suivi touchant les poissons et le benthos peuvent être conçues de façon à se montrer assez sensibles et rentables pour détecter des dommages (qui n'ont pas été détectés dans l'évaluation de référence ni prédits dans l'étude prospective) assez tôt pour empêcher une perte de durabilité. Un aspect critique de tout programme d'évaluation serait un engagement à réaliser un suivi qui puisse valider les prédictions faites avant la mise en place de l'aménagement. Cela a été reconnu comme une faiblesse dans l'actuelle LCÉE (Rapport de 1998 par le *Commissaire à l'environnement et au développement durable*).

Pour mieux illustrer le processus de prise de décisions, nous allons utiliser un cas hypothétique : si une installation devait être aménagée dans un réseau hydrographique non exploité, des études de base seraient nécessaires pour comprendre la communauté benthique d'invertébrés et les ressources piscicoles. On doit comprendre, avant tout aménagement, qu'une zone donnée va subir des impacts attribuables à l'aménagement et aux rejets industriels, bien que l'étendue et la portée géographique restent théoriques. Le processus traditionnel de gestion des risques aurait pour rôle de vérifier comment minimiser

cette zone d'impact. Les activités classiques de suivi post-aménagement (si un tel suivi est nécessaire) se concentreraient sur la détermination de changements dans l'écosystème en réponse aux rejets.

Si la performance des principales espèces dans la population de poissons n'est pas altérée après l'aménagement, on peut supposer que l'aménagement est durable, tout au moins dans un délai relativement court (quelques années). Une bonne compréhension de la portée et de l'étendue des changements dans les communautés benthiques procurerait des informations cruciales sur la quantité de transformation tolérable dans les communautés benthiques sans occasionner un changement de performance des poissons dans cet écomilieu. De telles informations seraient primordiales pour comprendre jusqu'à quel point la situation existante se trouve peut-être au seuil d'un changement, quelles exigences de suivi post-aménagement devraient être élargies, et quelle serait la capacité d'assimilation de l'écomilieu à tolérer des changements associés aux futurs aménagements.

La seconde facette du procédé requiert la détermination du niveau d'organisation biologique à surveiller (niveau des invertébrés benthiques, niveau des poissons, etc.), et cette sélection devrait également s'orienter vers le processus de prise de décisions (PPD). La encore, certaines décisions cruciales doivent être prises avant le lancement de l'étude pour convenir du niveau d'impact qui serait jugé inacceptable dans l'écomilieu. Le but de l'évaluation guidée par les effets est seulement de déterminer la portée et l'étendue des impacts, et de définir quels facteurs limitent la performance. Même si l'objectif de la performance n'est pas de définir si les changements seront acceptables ou non, la connaissance du PPD doit être prise en compte pour s'assurer que les informations les plus propices sont recueillies, ce qui permet de prendre éventuellement cette décision.

Les étapes déterminantes dans le PPD sont décrites ci-après. Ce cadre proposé de prise de décisions est présenté à titre de modèle pour l'évaluation des effets cumulatifs basées sur les effets eux-mêmes.

10.4.1 Existe-t-il des préoccupations au sujet de la possibilité d'utiliser les poissons ?

Des changements dans la possibilité d'utilisation, associés à des préoccupations sur la santé découlant de la charge des polluants, des odeurs ou du goût affectant la consommation (altération de la chair des poissons) ou des changements grossiers dans l'aspect extérieur des poissons (lésions, tumeurs) affectent l'utilisation des poissons. Les charges de polluants qui dépassent les concentrations déclarées potentiellement dangereuses (d'après les directives publiées de consommation des poissons) doivent être étudiées plus en détail et la cause des niveaux élevés des polluants identifiée.

Les changements dans la possibilité d'utilisation des poissons en raison d'une altération de la chair ou de l'aspect extérieur, sont tout aussi sérieux. Ces questions seront traitées en premier car elles se rapportent aux sens de l'homme et à sa santé, et non pas seulement à la qualité de l'environnement. Les impacts sur l'utilisation des poissons mènent à l'examen

de la cause du problème et, si possible, à des mesures correctives. Indépendamment du fait qu'il existe ou non des préoccupations sur la possibilité d'utilisation des poissons, les questions touchant la santé et la qualité de l'environnement doivent également être examinées.

Les impacts sur la santé et la qualité de l'environnement peuvent se diviser en : impacts sur les poissons, impacts sur l'habitat des poissons, et impacts sur la qualité de l'eau.

10.4.2 Existe-t-il des préoccupations au sujet des changements se manifestant chez les poissons ?

Il faudrait engager un débat sensible et exhaustif sur ce qui constitue un "changement appelant une préoccupation". Comme on l'a vu plus haut, des controverses considérables existent sur la pertinence écologique des nombreux changements qui peuvent être mesurés en réponse à des agents stressants environnementaux. La biologie des écosystèmes peut donner des valeurs notables de variabilité, et tout changement doit être confirmé avant de passer aux étapes suivantes. Une décision exige des informations sur une bonne description de la portée et de l'étendue des changements. L'étendue des changements se rapporte à la répartition géographique des réponses et à leurs relations aux agents stressants. La portée comprend plusieurs aspects touchant la grandeur des différences, les phases de la vie affectées et les différences entre les espèces.

La première grande question liée la capacité de comprendre s'il existe des changements appelant une préoccupation est de savoir si les changements sont durables. Bien que l'on connaisse de nombreuses définitions du terme "durabilité", on comprend aisément qu'un nouvel aménagement industriel qui entraîne rapidement des changements majeurs dans les populations de poissons ou les biocénoses ne peut durer, et que la cause sous-jacente des changements devrait être analysée et amoindrie. Cette décision est indépendante du fait qu'il puisse aussi se produire des changements dans d'autres éléments environnementaux : elle doit donc avoir préséance sur les autres décisions.

La décision découlant de l'éventualité que des aménagements déjà existants ou proposés soient durables ou non est plus difficile à prendre. Pour les aménagements en place, la décision sur le choix de quels changements représentent une préoccupation devra inclure divers facteurs dont notamment l'historique des opérations industrielles sur le site, de même que certaines données temporelles sur les poissons montrant que la situation s'améliore, se détériore ou demeure inchangée. Pour les nouveaux aménagements, la décision exigera une évaluation des risques ainsi qu'une campagne de suivi post-aménagement, conçue pour détecter les changements appelant une préoccupation.

10.4.3 La situation est-elle durable ?

Ces préoccupations portent sur l'interprétation directe du terme "pertinence écologique". Une évaluation écologique n'a pas pour objet ni responsabilité d'interpréter la pertinence au sens large des changements, mais plutôt de déterminer leur durabilité. Toute décision

sur la pertinence et les conséquences socio-économiques des changements quels qu'ils soient, notamment les changements non durables, sort du cadre d'une évaluation scientifique. En Suède, les décisions concernant les objectifs de qualité environnementale se basent parfois sur des préoccupations morales et sur les perceptions du public, et non pas strictement sur la pertinence écologique. Le processus et la rigueur scientifique ont pour rôle (c'est la responsabilité des chercheurs) de fournir la quantité nécessaire d'informations interprétables sur les types de changements, la répartition des changements et la pertinence des changements, aux autres niveaux hiérarchiques, pour qu'une évaluation de la durabilité puisse être réalisée et la pertinence appréciée.

Des effets sont jugés durables lorsque l'on peut s'assurer que les aspects environnementaux, économiques et sociaux du milieu aquatique seront préservés avec la même qualité, voire une qualité supérieure, pour les futures générations. Le premier principe de durabilité est l'arrêt de toute dégradation et le maintien ou l'amélioration de la situation environnementale existante pour les futures générations.

Afin de trouver la réponse à la question de la durabilité, on doit prendre en compte plusieurs facteurs en plus de l'évaluation des impacts, et notamment la connaissance de l'historique d'exploitation et une certaine appréciation des implications futures à court terme des rejets industriels. Une situation qui se détériore rapidement, qui montre un degré évident de détérioration ou qui présente des changements que l'on n'avait pas prévus (ce qui constitue une vive préoccupation), doit être analysée plus en détail pour que la cause de la détérioration puisse être identifiée et interrompue. Pour les aménagements déjà existants, la décision relative aux changements qui traduisent une préoccupation devront inclure divers facteurs, et notamment l'historique des exploitations industrielles sur le site visé, de même que certaines données temporelles sur les poissons, qui montrent que la situation s'améliore, se détériore ou reste inchangée.

Il est crucial de ne pas confondre "durabilité" et "absence d'impacts" (un niveau d'impact donné peut être durable dans certaines conditions courantes, mais si les conditions venaient à changer, il peut ne plus être durable). Évaluer comment l'écosystème va répondre à de nouvelles contraintes ou à des conditions environnementales changeantes relève avant tout des évaluations prédictives lesquelles exigent une compréhension adéquate de la performance de l'écosystème existant.

Une préoccupation couramment exprimée est celle que des changements qui entrent dans la logique de l'évolution naturelle de l'écosystème (certaines fluctuations se manifestent normalement dans la nature) ne sont pas pertinents, portant à confusion l'interprétation des changements documentés. Une réponse plus appropriée à la définition d'un "impact", qu'il soit biochimique ou individuel, du niveau de la population ou de la biocénose, est d'évaluer les conséquences du changement en termes de durabilité du milieu. Il est évident que des individus vont pouvoir survivre à plusieurs impacts biochimiques et que des populations sont capables de survivre à plusieurs impacts individuels. Le facteur limitatif

à l'évolution est d'accepter qu'il puisse y avoir en même temps, des impacts et une durabilité.

Tout effet qui, à la limite, mène à la perte d'une ressource existante, est considéré comme non durable (figure 10-1). Des changements touchant l'habitat des poissons peuvent représenter des dommages à cet habitat et sont donc soumis aux dispositions de la *Loi sur les pêches* qui interdit la dégradation des habitats de poissons. Ces dispositions sur la protection des habitats sont expressément conçues pour protéger la capacité de reproduction des poissons. La dégradation des habitats de poissons est définie comme "*des changements aux attributs des habitats biophysiques qui réduisent la capacité du milieu à supporter un ou plusieurs processus vitaux des poissons (MPO, 1998)*". La dégradation des poissons est définie comme "*tout changement qui altère les processus vitaux des poissons (capacité des poissons à survivre, se développer ou se reproduire)*". Les changements dans les habitats de poissons sont durables si les populations de poissons ne sont pas affectées. La durabilité ne signifie pas que les changements sont acceptables.

Si une situation est jugée durable (figure 10-1), la prise de décision peut passer à la question suivante (pour l'instant). Le suivi post-aménagement est essentiel car il permet de réexaminer régulièrement ces questions, de sorte que les réponses de l'écosystème à n'importe quel changement environnemental, anthropogénique ou naturel, puissent être évaluées.

10.4.4 Existe-t-il des préoccupations au sujet des changements d'habitat des poissons (ou au sujet des poissons) ?

Si l'on décèle des changements durables chez les poissons, une analyse devrait être entamée pour déterminer si ces changements sont préoccupants pour l'habitat des poissons (figure 10-2). L'objectif de cette étape d'analyse est d'examiner si les changements constatés sont acceptables. Les changements qui se révèlent préoccupants pour l'habitat ou les poissons eux-mêmes doivent être minutieusement décrits pour cette étape du processus de prise de décisions.

Dans la conception courante des campagnes de suivi des effets sur l'environnement (SEE), on remplace l'habitat des poissons par les communautés benthiques d'invertébrés. D'autres éléments de l'habitat des poissons ne sont pas actuellement surveillés dans le cadre des campagnes de suivi des effets sur l'environnement : ce sont notamment les communautés algales, du périphyton et du zooplancton, ainsi que les communautés de substrats et de macrophytes. Il faut partir de l'hypothèse que les changements dans ces autres groupes de communautés qui ne sont pas associées aux modifications corrélatives dans les poissons ou le benthos, sont acceptables. Des hypothèses comparables tiennent pour la durabilité : si des changements dans les communautés benthiques ne touchent pas les populations de

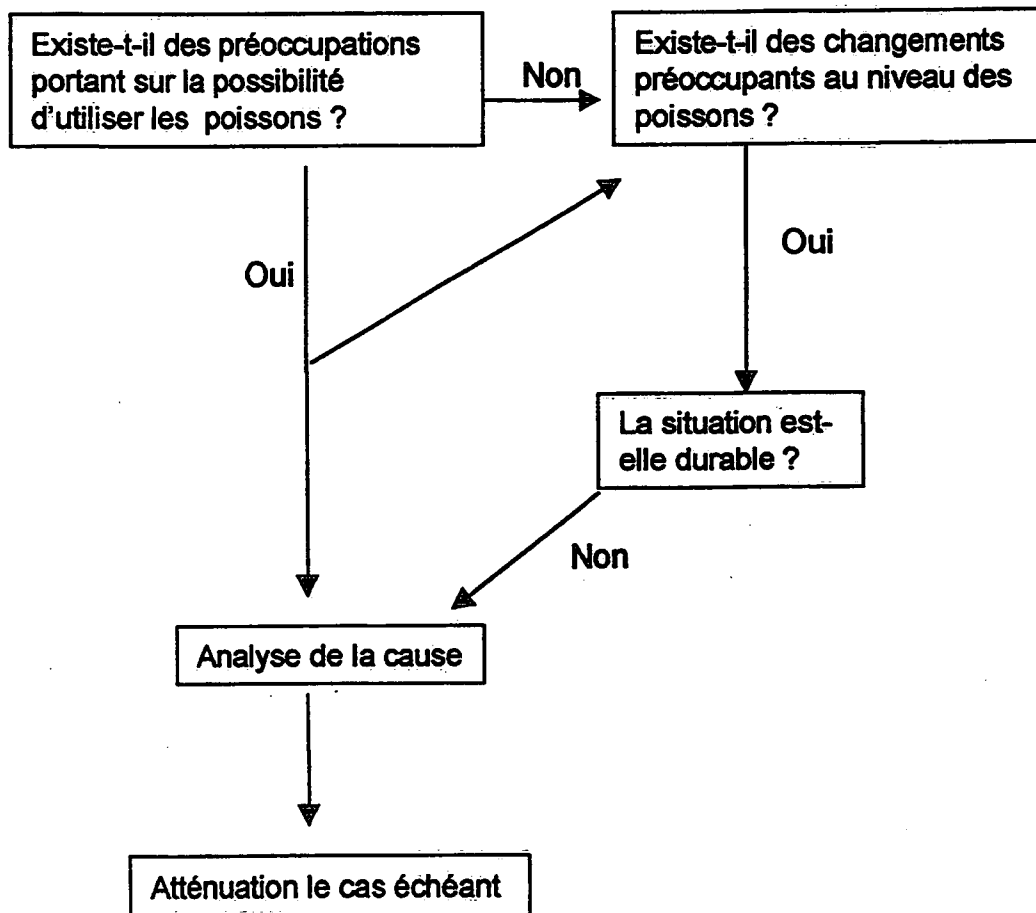


Figure 10-1 : Changements liés à la possibilité d'utilisation ou changements qui ne sont pas durables, qui doivent être analysés et soumis à une atténuation

poissons, la situation est probablement durable (les poissons ne vont pas disparaître), mais elle peut ne pas être acceptable (figure 10-2).

L'hypothèse est que des changements dans les communautés algales ou de zooplancton qui ne se traduisent pas en impacts sur les communautés benthiques d'invertébrés ne peuvent pas être inacceptables. Comme on le verra plus tard dans le processus de prise de décisions proposé, ces impacts joueront quand même un rôle dans la définition de la décision. Il faut également disposer de l'option d'ajuster, par rapport au site, les critères de ce qui constitue l'habitat des poissons, selon les agents stressants et le site à protéger.

L'accent mis autrefois sur l'habitat était lié, en partie, à l'incapacité de documenter la valeur ou l'importance des éléments spécifiques de l'habitat, et aussi à l'incapacité d'identifier les aspects critiques des éléments spécifiques de l'habitat qui sont importants pour des espèces particulières. En d'autres termes, nous avons rarement la connaissance nécessaire pour évaluer convenablement les éléments spécifiques de l'habitat, ce qui fait que nous avons utilisé la méthode prudente qui consiste à protéger tout l'habitat (MPO, 1998). Que les changements survenus dans un habitat soient acceptables ou durables, le ministère canadien des Pêches et des Océans a mis en place des politiques sur les pêches qui stipulent que l'habitat ne doit subir aucune perte nette. Ces politiques ne seront pas débattues ici en ce qui concerne leur pertinence à l'évaluation des effets cumulatifs.

10.4.5 Les changements sont-ils acceptables ?

Les publications spécialisées sur les évaluations des effets cumulatifs (ÉEC) mentionnent les intervalles dans lesquels les effets cumulatifs sont jugés insignifiants ou acceptables, ainsi que les seuils au-delà desquels l'on prévoit des effets importants ou inacceptables (PIE, 1998). Un processus doit être décrit pour conduire à une décision sur l'acceptabilité des changements et pour définir ce qui constitue un changement inacceptable. La planification de l'étude de suivi a pour rôle de fournir assez d'informations pour qu'une décision puisse être prise sur l'acceptabilité des changements. Étant donné que le niveau de compréhension permettant de calculer les seuils de changement et la capacité de tolérance des écosystèmes n'est pas encore au point, la science doit jouer un rôle crucial dans la manière de guider l'évaluation. Les ÉEC devraient faire appel à la gestion adaptative, les décisions initiales pouvant être basées sur une méthode prudente.

La base de connaissances appuyant les décisions d'acceptabilité doit inclure des informations sur l'importance fonctionnelle des organismes, notamment les aspects de la croissance, de la reproduction et de la survie. Elle doit également prendre en considération la portée et l'étendue des différences, y compris la pertinence des changements touchant les autres espèces et les autres phases de la vie des organismes.

L'acceptabilité des changements peut ou bien rester ouverte à la discussion avec les groupes d'intérêt, ou bien être prédéterminée. En Suède, un groupe de travail comprenant

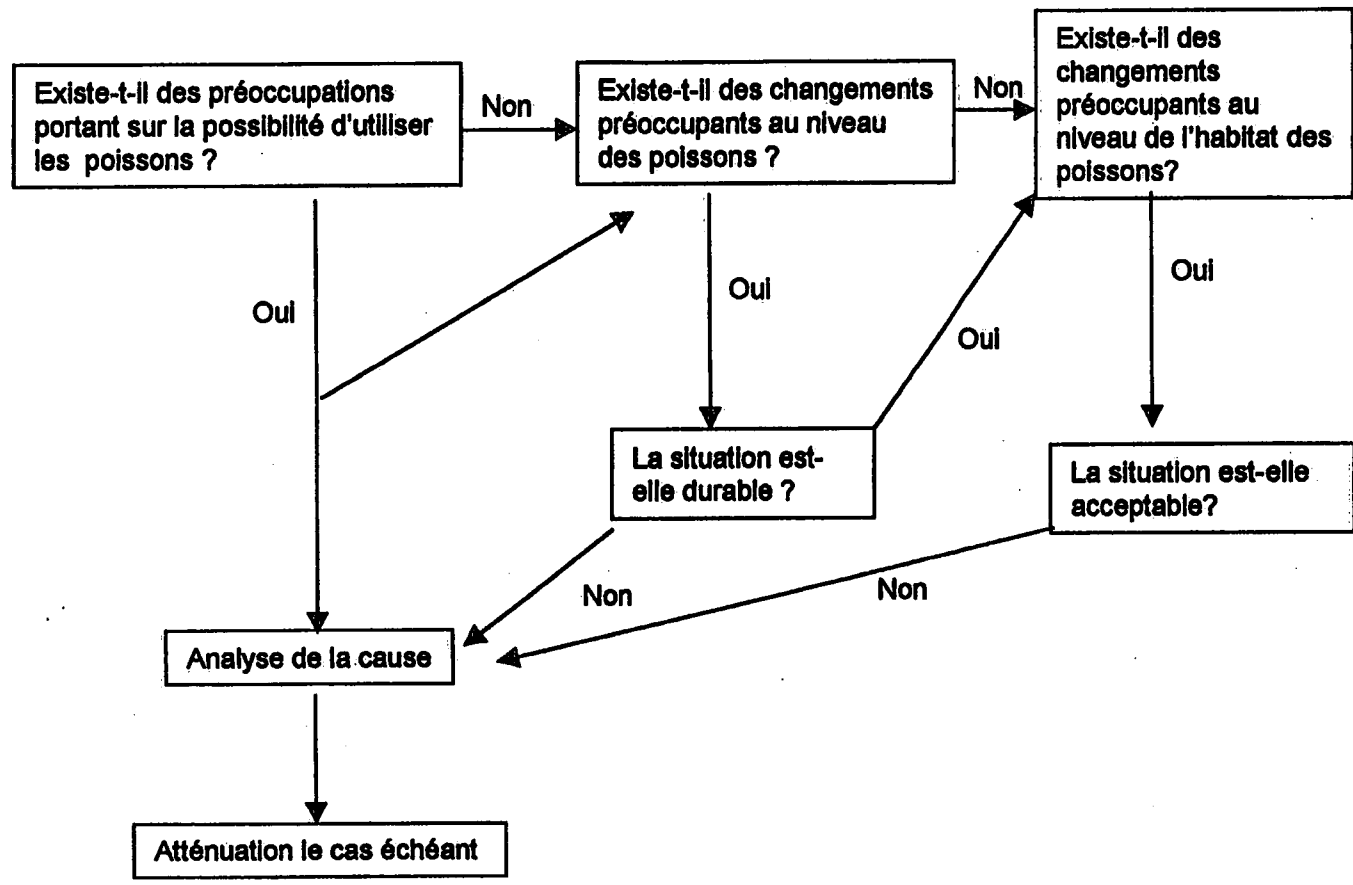


Figure 10-2 : Description de la décision basée sur le fait que les effets sur les poissons ou l'habitat des poissons sont acceptables ou non

plusieurs groupes d'intérêt a défini les changements qui seraient jugés inacceptables dans un écosystème exposé aux rejets des usines de papier ; ces changements sont notamment biochimiques, individuels, liés aux populations et liés à la biocénose (Agence suédoise de protection de l'environnement, 1997). Conformément à la *Loi canadienne sur l'évaluation environnementale* (LCÉE), la définition des niveaux acceptables de changements exige une consultation importante du public qui soit cohérente avec une méthode de planification, et doit prendre en compte les aspects économiques et sociaux (Greig *et al.*, 1998). Selon la *Loi sur les pêches*, la définition de l'acceptabilité doit être scrupuleusement décrite dans les politiques gouvernementales. L'acceptabilité peut se définir d'après : (i) les niveaux de changements qui ont précédemment entraîné la mise en place de réglementations ; (ii) des décisions qui, basées sur la statistique, spécifient le niveau de changement requis pour être écologiquement pertinent ; ou (iii) une politique gouvernementale basée sur la recherche scientifique qui définit la quantité de dommages pouvant être tolérés.

Si les changements sont inacceptables, les études devront porter en même temps sur une campagne de surveillance pour vérifier que les changements ne s'aggravent pas, et sur une analyse de la cause pour définir la base des changements. Dans le cas de l'évaluation d'éventuels aménagements, la base des changements dans la performance doit être incorporée dans l'analyse prédictive.

Dans les campagnes de suivi post-aménagement, pour les situations qui n'occasionnent pas de changements préoccupants au niveau des poissons ou du benthos, on devrait permettre la mise sur pied d'un programme de suivi minimal qui devra être défini. Il faut que, dans le suivi des effets sur l'environnement (SEE), l'on admette un certain déclencheur qui va permettre l'identification des augmentations de risques lesquelles mèneront à une surveillance accrue. Le rôle des essais de toxicité est de fournir une base de données sur la caractérisation des rejets, de sorte que la qualité de ces rejets puisse être surveillée durant les campagnes minimales qui visent la vérification des changements préoccupants. Il pourrait également être judicieux, durant les campagnes minimales de suivi, d'inclure des essais de toxicité subléthal du milieu récepteur afin de vérifier que les risques accrus n'évoluent pas en même temps que les conditions du milieu récepteur, comme par exemple le débit ou les rejets en amont.

10.4.6 Existe-t-il des préoccupations en termes de seuil ou d'effets cumulatifs potentiels

Les hypothèses mises en jeu dans le développement de ce processus de prise de décisions destiné à l'évaluation basée sur les effets sont les suivantes :

- a) les situations dans lesquelles les poissons présents dans les sites exploités montrent des mesures de performance indiscernables de celles relevées sur les sites de référence sont durables ;
- b) les changements survenus dans l'habitat qui n'ont pas d'impacts sur la performance des poissons sont durables ;

- c) des dommages qui ne se répercutent pas dans la performance des poissons et dans l'habitat de ces poissons sont acceptables ;
- d) la définition des changements inacceptables appelle la prise en considération d'autres facteurs que les seuls facteurs biologiques.

La méthode proposée fait appel à l'utilisation des données de performance des poissons et des mesures relevées dans l'habitat des poissons (par ex., la santé des communautés benthiques). Des mesures supplémentaires, non décrites ou débattues ici, sont couramment employées pour mesurer la santé de l'environnement. La principale préoccupation liée aux changements qui sont jugés acceptables et durables se rapporte aux éventuelles conséquences de tout aménagement futur, ou bien aux impacts des changements environnementaux qui modifieront les réponses.

Si aucun changement ne se manifeste dans l'écomilieu, ou si les changements actuels sont jugés durables et acceptables, la prochaine question importante à se poser est de savoir s'il existe des préoccupations en termes de d'effets cumulatifs potentiels (figure 10-3). Outre les préoccupations découlant de seuils possibles associés aux impacts connus dans l'écosystème, il existe d'autres appréhensions liées aux aspects du milieu récepteur qui n'ont pas été surveillés. Les campagnes actuelles de SEE tendent à recourir aux communautés benthiques d'invertébrés comme indicateur de la qualité de l'habitat. Bien que l'écosystème puisse résister à des changements qui ne se répercutent ni sur les poissons, ni sur le benthos, il faut reconnaître que les composantes du suivi risquent de ne pas détecter tous les dommages susceptibles d'être préoccupants. Certains éléments de l'habitat, autres que les communautés benthiques d'invertébrés, doivent aussi être protégés.

À des fins d'évaluation immédiate de l'environnement, nous devons supposer que si des changements dans ces éléments ne sont pas suffisants pour altérer le benthos ou les poissons, ils sont en même temps durables et acceptables. Des changements dans les communautés algales, de zooplancton ou de macrophytes peuvent survenir à des niveaux qui n'ont pas d'effets sur les poissons ou les communautés d'invertébrés ; mais ces impacts pourraient aider à comprendre les possibilités de changement dans le cas de nouveaux aménagements industriels, ou après des modifications de l'environnement. L'éventualité de futurs changements préjudiciables peut être évaluée au moyen d'autres mécanismes comme les études de toxicité sur poissons et la qualité de l'eau souhaitée.

10.4.6.1 Rôle des essais de toxicité sublétales

On peut utiliser des essais de toxicité sublétales dans l'évaluation de la santé environnementale afin d'examiner si d'autres composantes de l'écomilieu ont un potentiel toxique et également pour définir des seuils ainsi que l'étendue géographique des changements observés, et enfin pour démarrer des évaluations plus détaillées. Les essais de toxicité sublétales peuvent jouer un rôle clé en vue d'évaluer s'il existe des préoccupations éventuelles pour l'environnement du milieu récepteur qui ne sont pas exprimées durant les

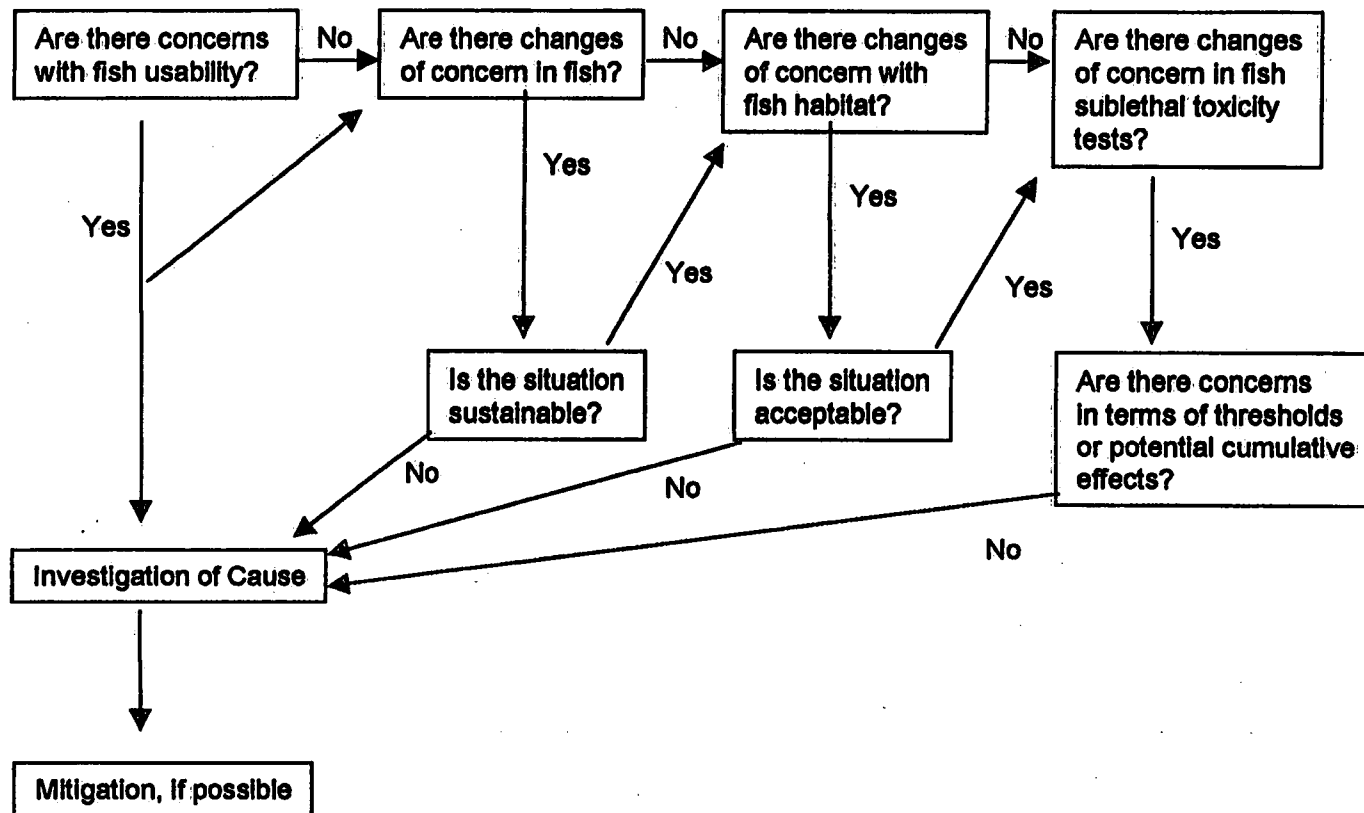


Figure 10-3 : Les résultats d'essais de toxicité sur les poissons sont utiles pour comprendre s'il existe d'éventuelles préoccupations de toxicité liée à un aménagement, qui ne sont pas actuellement traduits en impacts inacceptables ou non durables

conditions environnementales actuelles. Des impacts dans l'environnement du milieu récepteur peuvent être présents à des niveaux inférieurs aux seuils définis, et des réponses pourraient apparaître ou être amplifiées si l'on rencontre une modification dans les conditions environnementales (par ex., année sèche, hausses des températures, changement dans le débit par rapport aux autres aménagements industriels dans le bassin hydrographique).

Les préoccupations liées aux seuils potentiels des impacts doivent être évaluées si :

- a) aucune réponse n'est détectée dans la performance des poissons ou dans l'habitat des poissons et que des aménagements industriels importants existent dans l'écomilieu ;
- b) les impacts sur les poissons sont jugés durables et si les impacts sur les poissons ou l'habitat des poissons sont jugés acceptables ;
- c) les essais de toxicité des rejets montrent une toxicité potentielle.

Dans le cas de nouveaux aménagements industriels, avant de pouvoir prédire les impacts additionnels découlant de nouveaux agents stressants, des données historiques sont nécessaires pour savoir si les communautés algales ou du périphyton existantes pourraient être touchées. En fait, pour toutes les mesures, il est indispensable de disposer d'informations pré-aménagement ; car il est impossible de prédire si un nouvel aménagement va réduire la croissance des poissons sans savoir au préalable si cette croissance n'est pas déjà réduite en l'absence de tout nouvel aménagement.

Il serait possible, dans le cas d'un aménagement déjà existant, de surveiller les impacts possibles sur les communautés algales, du périphyton et du zooplancton au moyen d'essais de toxicité sublétales. Tout essai montrant des impacts négatifs présenterait toutefois une pertinence pour les seuils des effets. Les seuils seraient importants si les conditions du milieu récepteur venaient à changer (par ex., sécheresse, baisse de débit) ou si l'on devait aménager de nouvelles installations industrielles. Les évaluations peuvent comparer les seuils constatés avec les concentrations enregistrées dans le milieu récepteur afin d'analyser la possibilité d'impacts cumulatifs. Les préoccupations ne peuvent être jugées inacceptables si elles ne se convertissent pas en éléments de l'habitat qui sont employés dans la prise de décisions. Par exemple, une preuve de grave toxicité chronique des rejets industriels sur les communautés algales, qui ne se traduit pas en changements dans les organismes benthiques ou les poissons n'est pas *inacceptable* ; cependant, elle devrait être examinée plus minutieusement pour juger à quel niveau de sensibilité les changements pourraient devenir un seuil considéré comme significatif.

Les essais de toxicité sublétales peuvent jouer un rôle clé dans la définition des rôles relatifs des différentes sources de rejets susceptibles de causer les réponses évidentes dans l'environnement du milieu récepteur.

10.4.6.2 Objectifs de qualité de l'eau et des sédiments

De très nombreux travaux de recherche ont été consacrés à l'élaboration de lignes directrices relatives à la qualité de l'eau et des sédiments (voir les sites web de référence www.ec.gc.ca/cegg.rcge ou www.ccme.ca). Si l'écosystème n'a pas subi d'impact non durable ou inacceptable, et que la toxicité n'est pas évidente, il faudrait alors évaluer les préoccupations résultant de la présence de polluants intolérables à des sous-seuils déterminés. Il serait important aussi de savoir si ces seuils pourraient être altérés par l'aménagement actuel.

10.5 Sommaire du processus de prise de décisions proposé

À l'heure actuelle, les situations où l'on ne constate pas de changements non durables ou inacceptables, et où il n'existe pas de conditions préoccupantes au niveau de la toxicité sublétales ou de la qualité de l'eau, ne sont pas considérées comme ayant des impacts environnementaux inacceptables (figure 10-4).

Il importe de comprendre que les décisions liées à l'acceptabilité et à la durabilité sont limitées dans le temps et dépendent des conditions existantes des rejets. Les techniques courantes d'évaluation des effets cumulatifs basées sur les agents stressants ont surtout recours aux impacts connus et aux trajets des agents stressants. L'évaluation des risques concernant un aménagement industriel proposé est axée sur une estimation des agents stressants connus émanant de ce nouvel aménagement. Dans le cas des évaluations de risques, ces agents stressants seraient chimiques de nature ; par conséquent, l'évaluation des risques se baserait sur les essais de toxicité et sur l'évaluation des apports potentiels par rapport aux objectifs de qualité de l'eau et des sédiments, et non aux niveaux des effets associés aux essais de toxicité.

10.5.1 Avantages du processus de prise de décisions

La requête d'évaluation des effets cumulatifs constitue un vrai pas en avant dans l'élaboration de méthodes visant à tenir compte des capacités d'assimilation, par le milieu hydrique récepteur, des eaux usées industrielles, agricoles et municipales, de même que dans l'élaboration de méthodes qui permettent de vérifier efficacement la protection et la durabilité à long terme de l'intégrité de l'environnement. Un processus prédéterminé de prise de décisions fournit une orientation et des objectifs pour la planification d'études relatives à l'évaluation des effets. On peut ainsi explicitement évaluer l'importance relative des changements aux différents points d'extrémité et un processus précis permet d'évaluer les conséquences des changements.

Un programme basé sur les effets admet qu'une très bonne compréhension des impacts éventuels ne peut être acquise tant que n'auront pas été prises des décisions relativement au nouvel aménagement industriel. Le processus propose une analyse raisonnée pour

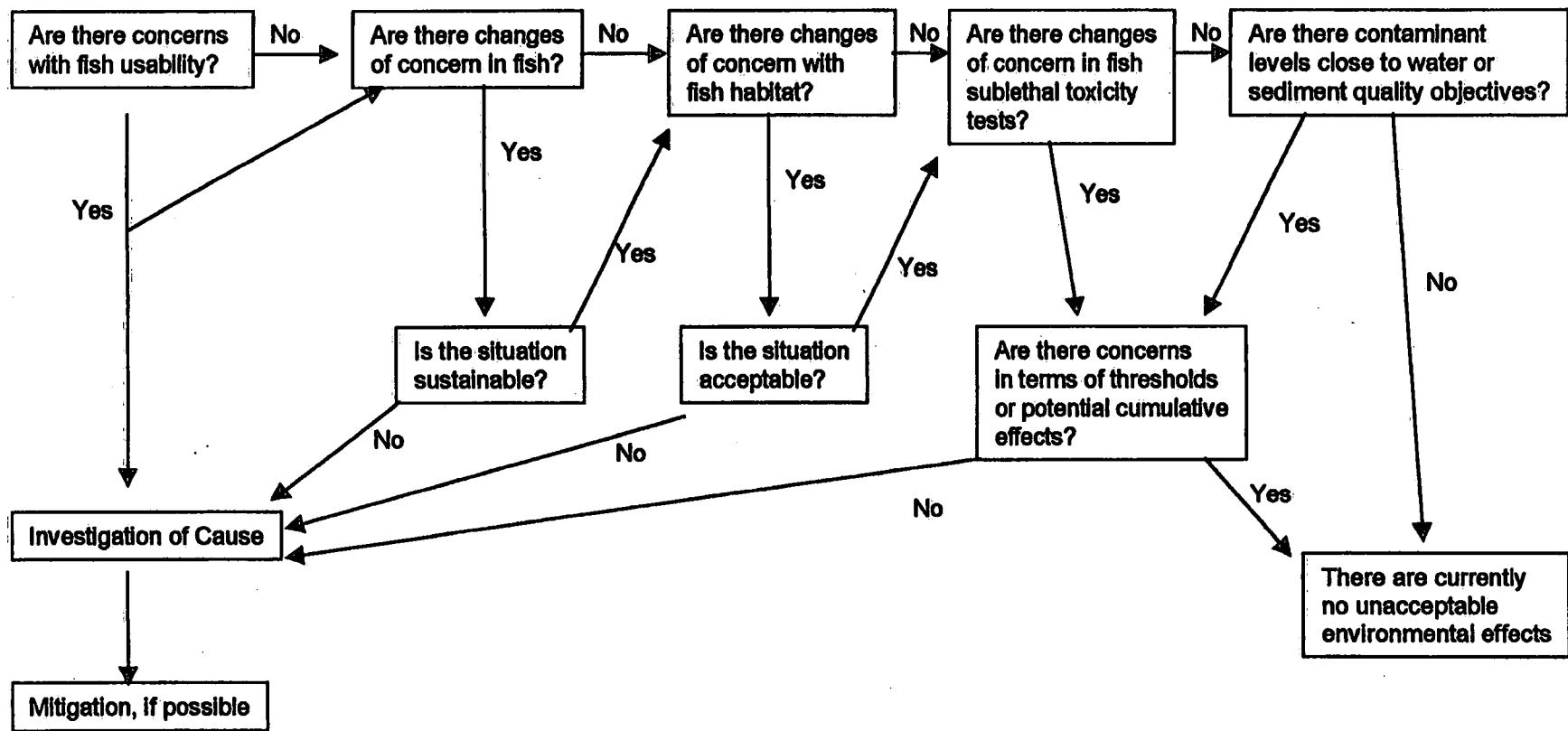


Figure 10-4 : Structure du processus de décisions proposé

rassembler des données préalables à l'aménagement, lesquelles montreront si les agents stressants déjà existants sont un facteur limitatif de la performance de l'écosystème, notamment les situations où les agents stressants peuvent être d'origine naturelle. En outre, le cadre de travail offre la possibilité d'utiliser des programmes de suivi pré-aménagement et post-aménagement, en même temps qu'une justification raisonnée de la prise de décisions.

10.6 Récapitulation des questions débattues

Plusieurs points déterminants existent pour caractériser les impacts, évaluer la durabilité et prédire les conséquences des changements dus aux effets cumulatifs :

- a) l'évaluateur des impacts doit avoir accès aux informations que fournissent les communautés biologiques représentatives dans la zone des rejets, compte tenu du fait que les polluants organiques peuvent causer des changements inacceptables à l'habitat ;
- b) dans les milieux aquatiques, les poissons représentent le niveau le plus élevé sur l'échelle des conséquences des changements ; il importe donc de protéger leur croissance, leur reproduction et leur survie, le nombre absolu d'individus, leur santé et leur aspect extérieur (cela devrait aussi toucher les espèces d'oiseaux et de mammifères aquatiques) ;
- c) les évaluations doivent inclure les espèces de poissons écologiquement importantes et pertinentes et non pas seulement les espèces importantes sur le plan commercial ;
- d) en ce qui concerne les campagnes de suivi, les meilleurs indicateurs varient d'un site à l'autre et sont directement liés au mécanisme des impacts ; ces indicateurs ne peuvent être choisis sur une base générique mais plutôt évalués selon le site, une fois les impacts démontrés et évalués ;
- e) déterminer l'acceptabilité de tout changement documenté ne relève pas du processus scientifique ; en effet, la perception de l'acceptabilité peut changer selon plusieurs facteurs non scientifiques comme par ex., le statut économique et le niveau de sensibilisation environnementale ;
- f) les questions de la durabilité et des effets cumulatifs exigent des informations qui vont au-delà du niveau de communauté concernée ou du nombre total de poissons ; la durabilité n'est pas synonyme de "impact nul" ;
- g) les évaluations ne sont en principe limitées ni dans le temps, ni dans l'espace. L'absence d'impact dans un milieu récepteur durant une année donnée ne garantit pas l'absence de réponse au cours d'une autre année ou dans un autre milieu récepteur ; par exemple, la planification des études, les caractéristiques de l'habitat, les préférences d'habitat par les espèces et la mobilité des poissons peuvent jouer des rôles importants non encore identifiés dans la contribution au degré d'impact évident sur certains sites.

10.7 Pertinence du bassin versant de la rivière Moose

Il existe trois raisons possibles pour lesquelles des sites peuvent montrer une baisse de performance

et l'on a trouvé des exemples de ces trois raisons dans les études du bassin versant de la rivière Moose. Toutes ont des implications au niveau des décisions de gestion et elles montrent toutes l'avantage d'utiliser la méthode basée sur les effets. Ces situations sont :

1. Sites dans lesquels il existe des aménagements industriels associés à une baisse de performance des poissons (par ex., sites de Smooth Rock Falls et Kipling sur la rivière Mattagami).
2. Sites dans lesquels on trouve une situation qui s'améliore (par ex., sur le site en aval d'Iroquois Falls, l'usine de papier est en grève - l'arrêt des opérations équivaut à une fermeture de l'usine, et l'on constate une amélioration des effets) ; toutefois, si l'enrichissement du milieu est associé à une amélioration de la performance des poissons, cette fermeture pourrait imposer des restrictions sur les aménagements industriels ;
3. Sites dans des zones non exploitées, mais qui montrent déjà une piètre performance (par ex., en aval de Thunderhouse Falls).

Dans les trois cas, les impacts n'auraient peut-être pas pu être prédits sans l'examen des poissons sauvages et, dans les trois cas, des tentatives de prédiction par l'évaluation des impacts éventuels de nouveaux aménagements industriels tireraient assurément profit d'une compréhension élémentaire du milieu (écosystème).

11. CONCLUSIONS, LACUNES DANS LES DONNÉES ET BESOINS DE RECHERCHE

Les principaux objectifs du projet d'étude des effets cumulatifs constatés dans le bassin versant de la rivière Moose portaient sur l'élaboration de techniques permettant d'évaluer les effets cumulatifs des aménagements industriels, ainsi que les changements subis par les populations de poissons dans les divers cours d'eau. Les objectifs devaient permettre d'obtenir :

- a) une caractérisation des paramètres de performance des poissons habitant les cours d'eau exploités et non exploités du bassin hydrologique de la rivière Moose ;
- b) des indicateurs cruciaux reflétant la performance des populations de poissons dans le bassin hydrologique de la rivière Moose ;
- c) l'identification des changements survenus dans l'habitat des poissons et des agents stressants environnementaux liés aux différences de performance d'un site à l'autre ;
- d) une méthodologie commune et une structure d'interprétation pour évaluer les effets cumulatifs, s'appliquant aux caractéristiques de performance des poissons dans un bassin versant susceptible d'être soumis à divers scénarios d'aménagements industriels ; et
- e) un modèle pour effectuer des prédictions des effets des aménagements industriels proposés sur les populations de poissons.

Le présent rapport décrit les avantages d'utiliser les caractéristiques d'organismes complets dans une campagne d'évaluation basée sur les effets. Les prélèvements de poissons ont montré des différences au niveau des rivières et au niveau des sites exploités et non exploités. Ces différences ont été attribuées aux mécanismes susceptibles de limiter la performance des poissons. Des études de suivi devraient être réalisées en vue de tester ces hypothèses en utilisant les données de référence pour orienter les études, ce qui permettrait de confirmer les prévisions et observations décrites ici.

Une analyse raisonnée de la planification des études, une méthodologie et un cadre d'interprétation ont été fournis, en même temps qu'une stratégie de prise de décisions qui se prête à une approche basée sur les effets pour l'évaluation des effets cumulatifs (ÉEC). Le modèle global fourni ici consiste à : définir le milieu visé, identifier les aspects dommageables, identifier les facteurs limitatifs et les interactions potentielles, identifier les agents stressants critiques et enfin, confirmer les conclusions. Le processus est capable de prendre en compte à la fois la gestion des risques et les mesures d'atténuation, ou bien l'évaluation des risques et l'élaboration d'un modèle prédictif (figure 11-1).

Une telle approche exige trois mesures importantes : un engagement à surveiller les données de référence, une gestion adaptative et un suivi post-aménagement (qui fait actuellement défaut dans la plupart des situations).

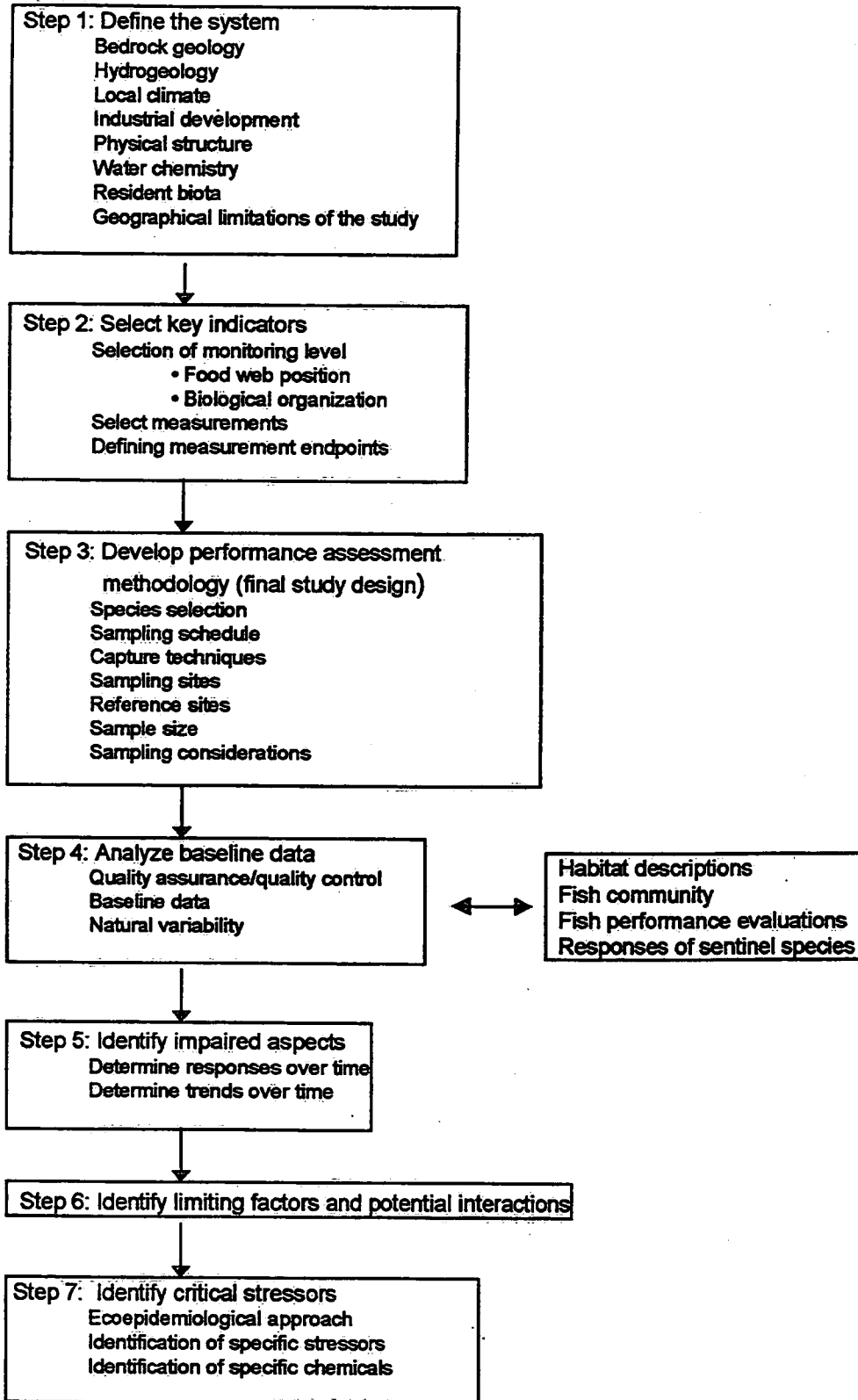


Figure 11-1 : Sommaire du modèle d'évaluation basée sur les effets pour l'évaluation des effets cumulatifs

11.1 Principales conclusions

Un cadre de travail particulier a été élaboré pour l'évaluation basée sur les effets des effets cumulatifs potentiels engendrés par des aménagements industriels existants ou qui seront engendrés par des aménagements proposés. Ce cadre de travail est en mesure d'intégrer les programmes actuels de suivi des effets sur l'environnement (SEE) comme option de surveillance ou de suivi post-aménagement. Les objectifs des études sont, avant tout, d'identifier l'absence de problèmes et, ensuite, de permettre une orientation, selon l'état de l'écomilieu, des travaux sur les études de suivi destinées à évaluer en même temps l'acceptabilité des changements et le potentiel de développement industriel futur. Il serait impossible de prédire les conséquences de nouveaux aménagements industriels sans savoir d'abord si la situation existante comporte des agents stressants ou impose des restrictions sur l'écosystème aquatique. La motivation de l'évaluation des risques serait différente dans les situations – comme c'est le cas pour le bassin versant de la rivière Moose – où la performance des poissons est limitée, notamment :

- a) dans les régions non exploitées où l'on trouve des agents stressants naturels ;
- b) dans les régions exploitées où les agents stressants sont anthropogènes ;
- c) dans les régions exploitées où l'élimination des agents stressants antérieurs impose des restrictions sur les milieux.

Une confusion existe souvent aujourd'hui car les buts et objectifs d'un programme sont parfois mal communiqués ou mal partagés. Le processus d'évaluation des risques pour l'ÉEC (évaluation des effets cumulatifs) exige que les informations locales soient adaptées et spécifiques aux sites, et impose un suivi post-aménagement pour l'amélioration de l'évaluation des risques. Le présent rapport est essentiellement consacré à l'élaboration d'une méthode basée sur les effets (pour l'ÉEC) afin de déterminer la santé de l'écomilieu aquatique ; il ne prend pas du tout en compte les aspects de la santé humaine ou les problèmes terrestres : les plans d'étude pour traiter de ces aspects seraient différents.

Des sites de référence multiples augmentent le niveau de confiance découlant des conclusions. La présente étude a utilisé, durant la campagne d'échantillonnage, 22 prélèvements de référence dans 12 sites de référence différents. Les informations critiques pour l'ÉEC se rapportent aux conditions spécifiques aux sites en présence ou en l'absence d'un aménagement particulier proposé. Pour cette interprétation, les informations obtenues en amont et en aval sont critiques. Afin d'identifier les facteurs limitatifs de la performance, il sera important de savoir comment la performance de la rivière étudiée se compare à celle des autres sites de référence dans d'autres écomilieus. Des renseignements utiles peuvent être obtenus à partir d'un seul prélèvement, mais il ne faut pas perdre de vue que le niveau de confiance augmente avec une série chronologique de données.

Les décisions relatives au plan de l'étude et à l'orientation de l'étude ne doivent être prises qu'après une totale compréhension des restrictions de la méthode choisie. L'élimination des principales espèces doit être évitée bien que des changements puissent être perçus dans des populations de poissons en présence d'un peuplement ichthyologique intact. Les données sur le peuplement ont un rôle à jouer dans l'interprétation car elles peuvent fournir des informations précieuses sur l'éventuelle compétition pour la nourriture. Les mesures des peuplements sont importantes car elles identifient l'abondance relative des espèces communes, la compétition avec les autres espèces et la présence d'espèces rares, en danger ou menacées de disparition, tous ces facteurs pouvant affecter le plan de l'étude.

Le fait de savoir que l'ichtyofaune est intacte ou que les populations montrent une abondance normale, n'est pas suffisant pour effectuer des prédictions sur les conséquences de tout aménagement

futur. La connaissance relative à la croissance, la reproduction, la réserve d'énergie et la répartition des âges des poissons résidents est indispensable pour évaluer les facteurs limitatifs de la performance des poissons dans l'écosystème. Les informations sur la croissance, la reproduction et la survie des poissons sont critiques pour comprendre si les agents stressants ont un impact sur une population ou un peuplement ichthyologique, par exemple en atteignant des niveaux inférieurs aux seuils susceptibles d'affecter la taille de la population ou la structure du peuplement. La connaissance des facteurs limitant actuellement la croissance et la reproduction des poissons – comme l'habitat ou la compétition – est essentielle pour pouvoir prédire les impacts possibles des nouveaux aménagements industriels et les interactions des nouveaux agents stressants avec les agents stressants déjà existants. Ces informations doivent être obtenues pour chaque site particulier.

Les facteurs critiques dans la sélection des espèces sont l'abondance et l'exposition ; les espèces doivent avoir des caractéristiques d'évolution biologique facilement mesurables et qui n'imposent pas de risques aux espèces en termes d'impacts créés par la campagne de prélèvements. Les données des niveaux individuels sur la croissance et la reproduction sont essentielles pour évaluer la durabilité et pour comprendre la capacité du milieu à assimiler des agents stressants supplémentaires.

Les données benthiques peuvent jouer un rôle crucial dans : (i) la définition des aspects liés à la nourriture disponible et à l'habitat, et (ii) la fourniture d'informations sur la capacité et les seuils d'assimilation lorsque les espèces et les populations de poissons ne sont pas affectées. Lorsque des effluents sont rejetés dans le milieu aquatique, les données de toxicité jouent un rôle dans le programme d'évaluation :

- à titre de référence pour spécifier les changements dans la qualité des effluents ou la qualité du milieu récepteur ;

- en termes de protection des éléments de l'écosystème qui ne font pas partie des exigences actuelles de suivi visant à déterminer la durabilité et l'acceptabilité (pour l'établissement des seuils) ;
- pour les causes à effet ou l'examen de l'étendue des changements si des effets sont présents.

Les actuels programmes d'évaluation sont compliqués du fait qu'ils ne permettent pas de prendre des décisions assujetties à l'importance écologique des changements existants. L'interprétation des résultats peut se trouver dans une impasse à cause du manque de consensus sur les définitions des termes comme : impact, effet préjudiciable, pertinence écologique et variabilité naturelle. Les questions clés qui doivent être abordées sont :

- les mesures montrent-elles un véritable changement ?
- la situation environnementale actuelle est-elle durable ?
- la situation actuelle est-elle acceptable ?
- de nouveaux aménagements industriels ou des changements climatiques pourraient-ils affecter la réponse ?

La durabilité n'équivaut pas à la restauration du niveau normal ou à l'absence d'impacts. Nous avons défini les effets durables de la façon suivante : changements assurant que les aspects environnementaux, économiques et sociaux du milieu aquatique seront durables avec la même qualité, voire une meilleure qualité, pour les générations futures. Durabilité ne signifie pas restauration et ne peut être définie comme l'interférence "pré-humaine" de la qualité de l'environnement. L'objectif de la méthode est de préserver la qualité actuelle de l'environnement pour les générations futures.

11.2 Lacunes dans les données et besoins de recherche

Il existe plusieurs besoins spécifiques de recherche relativement au bassin versant de la rivière Moose : ceux concernant l'utilisation des populations de poissons pour évaluer les éventuels aménagements industriels, et ceux liés à l'élaboration d'outils basés sur les effets pour réaliser l'ÉEC.

11.2.1 Besoins liés au bassin versant de la rivière Moose

Le ministère ontarien des ressources naturelles (MRNO), par le biais de son programme de Partenariat pour le partage des informations environnementales (PIE), a identifié plusieurs lacunes de données dans l'élaboration de l'ÉEC pour le bassin versant de la rivière Moose et dans l'élaboration des relations de cause à effet (récapitulés dans les articles de Portt *et al.*, 1999). Ces données manquantes, qui concernent en général toute évaluation, sont pourtant essentielles pour avancer dans le processus d'évaluation. Ces chercheurs avaient proposé les recommandations suivantes :

- créer une banque de données contenant les informations existantes sur le bassin versant de la rivière Moose ;
- prendre en compte les autres agents stressants potentiels qui n'ont pas reçu l'attention voulue (dans le cas spécifique du bassin versant de la rivière Moose, ces agents comprennent les rejets de agriculture, les égouts municipaux, la pêche commerciale et l'exploitation forestière) ;
- caractériser les conditions de référence dans le bassin versant de la rivière Moose ;
- engager un processus de planification qui déterminera les conditions futures souhaitées de la recherche ;
- appuyer des études qui mèneront à une meilleure compréhension des milieux naturels du bassin versant de la rivière Moose et des mécanismes qui occasionnent des impacts.

11.2.2 Besoins liés à l'utilisation des poissons pour évaluer les impacts des agents stressants

Les programmes de suivi des effets sur l'environnement (SEE) mis en place pour les usines de pâte et papier (Environnement Canada, 1997) et l'exploitation minière (Environnement Canada, 1999) sont de nature cyclique ou hiérarchisée lorsqu'ils s'appliquent aux évaluations des impacts éventuels des rejets d'effluents sur les poissons et les invertébrés benthiques ; ils combinent les évaluations sur le terrain et les essais de toxicité. À la fin du premier cycle de SEE visant l'industrie des pâtes et papiers, des groupes de travail dirigés par des experts ont été constitués pour analyser les données recueillies et proposer des recommandations de recherche visant à améliorer les campagnes de suivi. En ce qui concerne les poissons, les principales préoccupations étaient :

- a) programmation de l'échantillonnage : comment optimiser le prélèvement des poissons pour qu'il soit maximum et qu'il se fasse dans une période de séjour maximale avec une variabilité minimale et des coûts d'échantillonnage les moins élevés possibles ;
- b) classer la variabilité naturelle par rapport aux réponses potentielles à l'exposition aux rejets industriels : à cause de limitations de coûts, la plupart des études ont utilisé le nombre minimal de sites de référence (un seul). Des renseignements supplémentaires sont nécessaires pour interpréter les intervalles de variabilité qui sont constatés par rapport aux différences observées entre les sites exposés et les sites de référence ;
- c) milieux soumis à des rejets multiples : durant le premier cycle, on a constaté que le mélange des rejets étaient courant ; des recherches sont nécessaires pour savoir comment distinguer les impacts des divers effluents lorsque ceux-ci sont rejetés à des distances très courtes les uns des autres ;
- d) caractère opportun de la fréquence de prélèvement des espèces de poissons fourrage qui sont des géniteurs multiples (qui fraient à plusieurs saisons) ;

- e) lien entre les changements physiologiques/morphologiques et les réponses, au niveau de la population ou de la biocénose : ce besoin de recherche sort du cadre du présent programme et il a pour objet le développement d'informations pouvant rassembler les réponses constatées aux niveaux des sous-organismes, des organismes, de la population et de la biocénose. Un programme de recherche en collaboration entre le gouvernement et l'industrie est indispensable pour évaluer les forces, les faiblesses et l'efficacité relatives des diverses méthodes.

11.2.3 Besoins liés à l'ÉEC basée sur les effets

L'élargissement des méthodes des actuelles évaluations environnementales en vue de prendre en compte les effets cumulatifs exige que certains éléments soient scrupuleusement vérifiés. Ces éléments sont notamment :

- a) comment peut-on déterminer ce qui est durable ?
- b) comment définir ce qui sera considéré comme une condition de référence acceptable (niveaux normaux de performance) ?
- c) quel niveau de changement est-il biologiquement significatif (par opposition à statistiquement significatif) ?
- d) quel processus devrait être utilisé pour déterminer si les changements sont acceptables ?
- e) comment attribuer la responsabilité des changements déjà existants dans un écosystème qui répond à des agents stressants multiples ?
- f) comment prédire les impacts d'agents stressants supplémentaires lorsque la performance actuelle est déjà soumise à des effets préjudiciables découlant de plusieurs agents stressants préexistants ?

12. RÉCAPITULATION

Dans de nombreux cas, les évaluations des impacts environnementaux (ÉIE) se limitent à la phase d'approbation d'un nouveau projet d'aménagement. Le présent document décrit une méthode basée sur les effets qui pourrait servir dans une évaluation rétrospective destinée à définir l'état des effets accumulés dans le milieu visé, et à identifier les facteurs limitatifs, de telle sorte qu'une évaluation des risques puisse être menée de façon satisfaisante pour un projet d'aménagement. Il existe rarement des exigences de surveillance post-aménagement pour évaluer l'efficacité des décisions. La méthode d'évaluation basée sur les effets décrite ici exige un suivi post-aménagement pour valider les prédictions d'évaluation des risques et pour fournir des informations permettant de gérer le milieu de façon adaptative.

L'insuccès des études actuelles à se concentrer sur la détermination des impacts et sur l'appréciation de la durabilité d'une façon spécifique au site signifie qu'il y a une tendance à voir l'évaluation des impacts comme un modèle noir ou blanc. Par conséquent, on tend à écarter les résultats que l'on juge non pertinents. Par exemple, si une décision est prise selon laquelle les impacts sur la maturité sexuelle et la taille des gonades des poissons vivant dans un milieu aquatique récepteur ne sont pas pertinents, la conclusion serait qu'il n'y a pas d'impacts dans ce milieu. Cette décision aurait des conséquences déplorables et préjudiciables en cas de lancement de nouveaux projets d'aménagements industriels ou d'apparition de nouveaux agents stressants. Si de nouvelles installations industrielles devaient être construites, la conclusion qu'il n'y pas d'impacts dans cette région ignorerait l'évidence que les populations de poissons, pour se suffire à elles-mêmes, doivent disposer d'une combinaison d'immigration et de stations refuge dans des eaux sans pollution.

Toute décision aboutissant à des rejets supplémentaires dans le milieu aurait des effets préjudiciables sur les populations de poissons dépassant largement le niveau prévu pour une seule source de rejet. Dans ce cas, une évaluation des effets cumulatifs possibles sur l'environnement tendrait à ignorer les importantes informations sur les niveaux biochimiques et individuels. Il est plus important et plus pertinent d'interpréter les données écologiques en termes d'impacts sur les populations auto-suffisantes, et d'inclure les données dans les décisions ultérieures concernant de nouveaux projets d'aménagement ou des conditions environnementales changeantes.

Certaines autorités chargées de la réglementation ont déjà atteint le stade où elles attribuent des permis de rejets entre responsables des sources d'effluents de façon à répartir la capacité assimilatrice de DBO (demande biologique en oxygène) du milieu. Dans un proche avenir, des calculs comparables pourraient être faits pour la performance biologique. Comprendre la capacité d'un écomilieu à assimiler des déchets naturels et anthropogènes serait bien plus facile une fois que sont connus les facteurs limitatifs de la performance écologique d'un milieu particulier, et que sont compris les mécanismes existants d'impacts. À mesure que les procédés industriels sont améliorés et que les impacts sur l'environnement sont réduits,

l'application continue des "meilleures technologies disponibles" deviendra un principe très coûteux si l'on n'a pas acquis une meilleure compréhension de la santé de l'écosystème visé.

La gestion optimale de la protection de l'environnement exigera de comprendre les rôles relatifs des divers agents stressants dans les réponses intégrées de l'écosystème. Dans l'évaluation écologique, les priorités doivent porter sur la définition des impacts, la compréhension des mécanismes des impacts et la définition des facteurs limitatifs de la performance d'un écomilieu particulier. Dans le processus de prise de décisions, les priorités doivent porter sur l'évaluation de la durabilité et de l'acceptabilité des changements évidents dans un écosystème, et sur la compréhension des conséquences de ces changements en cas de futurs aménagements industriels ou de changements environnementaux.

13. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Acres International Limited. 1996. Environmental effects monitoring for Mallette Kraft Pulp and Power, First cycle report to Environment Canada, National EEM Office, Ottawa, ON.
- BAR Environmental Inc. 1996. Environmental effects monitoring, Abitibi-Price Inc., Iroquois Falls Division, ON.
- Barnthouse, L.W., G.W. Suter II, A.E. Rosen and J.J. Beauchamp. 1987. Estimating responses of fish populations to toxic contaminants. *Environ. Toxicol. Chem.* 6: 811-824.
- Barnthouse, L.W., G.W. Suter II and A.E. Rosen. 1989. Inferring population-level significance from individual-level effects: an extrapolation from fisheries science to ecotoxicology. pp. 289-300, *In:* (G.W. Suter II and M.A. Lewis, eds.) *Aquatic toxicology and environmental fate: 11th volume, ASTM STP 1007*. Amer. Soc. Test. Mat., Philadelphia, PA.
- Barnthouse, L.W., G.W. Suter II and A.E. Rosen. 1990. Risks of toxic contaminants to exploited fish populations: influence of life history, data uncertainty and exploitation intensity. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 297-311.
- Brousseau, C.S. and G.A. Goodchild. 1989. Fisheries and yields in the Moose River Basin, Ontario. p. 145-158 *In* D.P. Dodge (ed.) *Proceedings of the International Large River Symposium*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat Sci. 106.
- Card, K.D. and B.V. Sanford. 1989. Geology, Timmins, Ontario-Quebec; Geological Survey of Canada, Geological Atlas, map NM-17-G, scale 1:1 000 000, sheet 1 of 5, The National Earth Science Series.
- CEAWG (Cumulative Effects Assessment Working Group). 1999. *Cumulative effects assessment practitioner's guide*. Hull, Quebec.
- Council on Environmental Quality (CEQ). 1997. *Considering cumulative effects under the National Environmental Policy Act*. Council on Environmental Quality, Executive Office of the President. 64 pp. + appendices.
- Chapman, L.J. and M.K. Thomas. 1968. The climate of northern Ontario. Department of Transport, Meteorological Branch, Climatological Studies, number 6.
- Chubbuck, D.A. and R.R. Evans 1982. Mattagami River preliminary environmental appraisal of hydroelectric development potential between Yellow Falls and Grand Rapids. Ontario Hydro report 82071
- Coad, B.W., H. Waszczuk, and I. Labignan. 1995. *Encyclopedia of Canadian Fishes*. Canadian Museum of Nature and Canadian Sportfishing Production Inc. Ottawa, ON, Canada.).

- Colborn, T., D. Dumanoski and J.P. Myers. 1996. *Our Stolen Future: are we threatening our fertility, intelligence and survival? - A scientific detective story.* Penguin Books USA, New York. 306 p.
- Courtenay, S.C., W.R. Parker and G.P. Rawn. 1998. Proceedings of a workshop to assess alternatives to the fish survey component of the environmental effects monitoring program for Canadian pulp and paper mills. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci. 2233:viii + 108 p.
- DFO, (Department of Fisheries and Oceans) 1998. Decision framework for the determination and authorization of harmful alteration, disruption or destruction of fish habitat. Ottawa, ON
- Environment Canada. 1982a. Canadian Climate Normals, volume 2, Temperature, 1951-1980.
- Environment Canada. 1982b. Canadian Climate Normals, volume 3, Precipitation, 1951-1980.
- Environment Canada, 1989. Historical Streamflow Summary - Ontario. Inland Waters Directorate, Water Resources Branch, Water Survey of Canada. 611p.
- Environment Canada. 1995a. Further guidance for the invertebrate community survey for aquatic environmental effects monitoring related to Federal Fisheries Act Requirements. EEM 2, Ottawa, Canada
- Environment Canada. 1995b. Further guidance for the adult fish survey for aquatic environmental effects monitoring related to Federal Fisheries Act Requirements. EEM 1, Ottawa, Canada
- Environment Canada. 1997a. Fish Survey Expert Working Group: Recommendations from Cycle 1 review. EEM/1997/6. 262 p.
- Environment Canada. 1997b. Fish Monitoring, Fish Survey Section 5.1 in Technical Guidance Document for Pulp and Paper Environmental Effects Monitoring. EEM/1997/7. 33 p.
- Environment Canada. 1997c. Aquatic Environmental Effects Monitoring Requirements (revised EPS 1/RM/18). EEM/1997/1.
- Environment Canada. 2000. Technical Guidance Documents for Metal Mining EEM Program. Environment Canada, Ottawa, ON.
- Environment Canada. 1999. Technical Guidance Documents for Pulp and Paper EEM Program. In prep. Environment Canada, Ottawa, ON.
- Environmental Information Partnership (EIP). 1998. Cumulative effects assessment in the Moose River Basin - Background literature review. Prepared for the Environmental Information Partnership, South Porcupine, Ontario. Prepared by D.M. Abraham, ESSA Technologies Ltd., Richmond Hill, Ontario. 62 pp.

- Environmental Information Partnership. 1999. Report on the preparation of a planned and potential future development activities in the Moose River Basin. Final report prepared by ESSA Technologies Ltd., Richmond Hill, Ontario. 44pp + tables and figures.
- ESSA Technologies Limited. 1996a. Planned and potential future development activities in the Moose River Basin. Final report prepared for the Moose River Environmental Information Partnership, Cochrane, Ontario. 58pp. + tables and figures.
- ESSA Technologies Limited. 1996b. Catalogue of development activities in the Moose River Basin. Prepared for the Moose River Environmental Information Partnership, Cochrane, Ontario. 40pp. + tables and figures.
- EVS Consultants. 1992. 1991 Operational monitoring of the Lesser Slave River. EVS Project 3/405-04, Prepared for Ranger Slave Lake Pulp Corporation, EVS Consultants, North Vancouver, BC.
- Farwell, A.J. 2000. Stable isotope study of riverine benthic food webs influenced by anthropogenic developments. Ph.D. Thesis. University of Waterloo, Waterloo, ON, Canada
- Fairbrother, A., L.A. Kapustka, B.A. Williams, and R.S. Bennett. 1997. Perspective: effects-initiated assessments are not risk assessments. *Human. Ecol. Risk Assess.* 3 (2): 119-124.
- Fairbrother, A. and R.S. Bennett. 1999. Multivariate statistical applications for addressing multiple stresses in ecological risk assessments. Chapter for this book
- Ferenc, S. and J. Foran. 2000. *Alternative Methods for Multiple Stressor Assessment*. In Press, SETAC Press, Pensacola, FL
- Fiset, W. 1995. A review of aquatic invertebrate studies conducted in the Moose River Basin. NEST Technical Report TR-024.
- Foran, J. and S. Ferenc. 1999. *Multiple Stressors in Ecological Assessments*. SETAC Press, Pensacola, FL
- Fox, G.A. 1991. Practical causal inference for ecoepidemiologists. *J. Toxicol. Environ. Health* 33: 359-373.
- Frank, M., M. McMaster, K. Munkittrick, M.C. Savoie and C. Wood. 1998. Effects of sulphite and bleached kraft pulp and paper mill effluents on yellow perch and johnnie darters. 25th Aquatic Toxicity Workshop, Oct. 18-21, 1998, Quebec, QC.
- Getz, W.M. and R.G. Haight. 1989. *Population harvesting: demographic models of fish, forest, and animal resources*. Princeton University Press, Princeton, NJ. 391 pp.

- Gibbons, W.N. 1997. Suitability of small fish species for monitoring the effects of pulp mill effluent on fish populations. Ph.D. Thesis. University of Waterloo, Waterloo, ON, Canada
- Gibbons, W.N. and K.R. Munkittrick. 1994. A sentinel monitoring framework for identifying fish population responses to industrial discharges. *J. Aquatic Ecosystem Health* 3: 227-237.
- Gibbons, W.N., K.R. Munkittrick, and W.D. Taylor. 1998a. Monitoring aquatic environments receiving industrial effluents using small fish species. 1. Response of spoonhead sculpin (*Cottus ricei*) downstream of a bleached kraft pulp mill. *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2227-2237.
- Gibbons, W.N., K.R. Munkittrick, M.E. McMaster, W.D. Taylor. 1998b. Monitoring aquatic environments receiving industrial effluents using small fish species. 2. Comparison between responses of trout-perch (*Percopsis omiscomaycus*) and white sucker (*Catostomus commersoni*) downstream of a pulp mill *Environ. Toxicol. Chem.* 17: 2238-2245
- Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley & Sons, Toronto. 257 p.
- Green, R.H. 1989. Power analysis and practical strategies for environmental monitoring. *Envir. Research* 50: 195-205.
- Greig, L.A., J.K. Pawley, C.H.R. Wedeles, P. Bunnell, and M.J. Rose. 1992. Hypotheses of effects of development in the Moose River Basin - Workshop Summary Report. Prepared for the Department of Fisheries and Oceans, Burlington, Ontario. Prepared by ESSA Technologies Ltd., Richmond Hill, Ontario. 148 pp.
- Greig, L.I., G.A. Duckworth, R. McCrea, and C. Daniel. 1998. Conceptual framework & considerations for cumulative effects assessment in the Moose River Basin: Workshop Report. Moose River Basin Environmental Partnership, Ontario Ministry of Natural Resources, South Porcupine, Ontario.
- Griffiths, J.S., R.W. Sheehan, E.A. McLeod. 1997. Determination of the performance of fish in the Missinaibi River System: Phase II sampling and habitat data. Ontario Hydro Technologies. Report No. 3419-1997-RP-011-R00.
- Hill, J. and G.D. Grossman. 1987. Home range estimates for three North American stream fishes. *Copeia* 1987: 376-380.
- Hodson, P.V., M. McWhirther, K. Ralph, B. Gray, D. Thivierge, J. Carey, G. Van Der Kraak, D.M. Whittle, and M.C. Levesque. 1992. Effects of bleached kraft mill effluent on fish in the St. Maurice River, Quebec. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1635-1651.

- Hodson, P.V., K.R. Munkittrick, R. Stevens and A. Colodey. 1996. A tier-testing strategy for managing programs of environmental effects monitoring. *Water Pollut. Res. J. Can.* 31: 215-224.
- Hurlbert, S.H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecol. Monogr.* 54:187-211.
- Jardine, J.J., G.J. Van Der Kraak and K.R. Munkittrick. 1996. Capture and confinement stress in white sucker exposed to bleached kraft pulp mill effluent. *Ecotox. Environ. Safety* 33: 287-298.
- Jobling, S., M. Nolan, C.R. Tyler, G. Brighty, and J.P. Sumpter. 1998. Widespread sexual disruption in wild fish. *Environ. Sci. Technol.* 32: 2498-2506.
- Keough, M. J., and B. Mapstone. 1995. *Protocols for designing marine ecological monitoring programs associated with BEKM operations*. National Pulp Mills Research Program, Technical Report 11. CSIRO, Canberra, 177 pp. ISBN 0 643 05847 8
- Keough, M. J., and B. D. Mapstone. 1997. Designing environmental monitoring for pulp mills in Australia. *Water Science and Technology* 35:397-404.
- Kilgour, B.W., K.M. Somers and D.E. Matthews. 1998. Using the normal range as an ecological criterion for ecological significance in environmental monitoring and assessment. *Ecoscience*: In press.
- Kovacs, T.G., J.S. Gibbons, P.H. Martel and R.H. Voss. 1997. Perspective on the potential of pulp and paper effluents to affect the reproductive capacity of fish: a review of Canadian field studies. *J. Toxicol. Environ. Health* 51: 305-352.
- Larkin, P.A. 1984. A commentary on environmental impact assessment for large projects affecting lakes and streams. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41: 1121-1127.
- Mapstone, B.D. 1995. Scalable decision rules for environmental impact studies: effect size, Type I, and Type II errors. *Ecological Applications* 4: 401-410.
- Matthiessen, P. 1998. Effects on fish of estrogenic substances in English rivers. p. 239-247, In: *Principles and Processes for Evaluating Endocrine Disruption in Wildlife* (R.J. Kendall, R.L. Dickerson, W.A. Suk and J.P. Giesy, Eds.). SETAC Press, Pensacola, FL.
- Matthiessen, P., Y.T. Allen, C.R. Allchin, S.W. Feist, M.F. Kirby, R.J. Law, A.P. Scott, J.E. Thain and K.V. Thomas. 1998. Oestrogenic endocrine disruption in flounder (*Platichthys flesus* L.) from United Kingdom estuarine and marine waters. Science Series Technical Report 107, Centre for Environment, Fisheries and Aquaculture Science, Lowestoft
- McKinley, S., G.J. Van Der Kraak and G. Power. 1998. Seasonal migrations and reproductive patterns in the lake sturgeon, *Acipenser fluvescens*, in the vicinity of hydroelectric stations in Northern Ontario. *Env. Biol. Fishes* 51:245-256.

- McMaster, M.E., G.J. Van Der Kraak, C.B. Portt, K.R. Munkittrick, P.K. Sibley, I.R. Smith and D.G. Dixon. 1991. Changes in hepatic mixed function oxygenase (MFO) activity, plasma steroid levels and age at maturity of a white sucker (*Catostomus commersoni*) population exposed to bleached kraft pulp mill effluent. *Aquat. Toxicol.* 21: 199-218
- McMaster, M.E., G.J. Van Der Kraak and K.R. Munkittrick. 1996. An epidemiological evaluation of the biochemical basis for steroid hormonal depressions in fish exposed to industrial wastes. *J. Great Lakes Res.* 22: 153-171
- McMaster, M.E. and K.R. Munkittrick. 1999. Development of cumulative effects assessment tools using fish populations in the Moose River Basin (MRB). Final Report for the Ministry of Natural Resources Moose River Basin Environmental Information Partnership. August 1999.
- Minns, C.K. 1995. Allometry of home range size in lake and river fishes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 1499-1508.
- Minns, C.K. 1997. Quantifying "no net loss" of productivity of fish habitats. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54: 2463-2473.
- Minns, C.K., V.W. Cairns, R.G. Randall and J.E. Moore. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes areas of concern. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1804-1822.
- Moore, D.W.J. and G.R. Biddinger. 1995. The interaction between risk assessors and risk managers during the problem formulation stage. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 2013-2014.
- Munkittrick, K.R. 1992. A review and evaluation of study design considerations for site-specifically assessing the health of fish populations. *Journal of Aquatic Ecosystem Health* 1: 283-293.
- Munkittrick, K.R. and D.G. Dixon. 1989a. An holistic approach to ecosystem health assessment using fish population characteristics. *Hydrobiologia* 188/189: 122-135.
- Munkittrick, K.R. and D.G. Dixon. 1989b. Use of white sucker (*Catostomus commersoni*) populations to assess the health of aquatic ecosystems exposed to low-level contaminant stress. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46: 1455-1462.
- Munkittrick, K.R. and L.S. McCarty. 1995. An integrated approach to ecosystem health management: top-down, bottom-up or middle-out? *J. Aquatic Ecosystem Health.* 4:77-90.
- Munkittrick, K.R. and O. Sandström. 1999. Ecological assessments of pulp mill impacts: issues, concerns, myths and research needs. 3rd Internat. Conf. Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, NZ, November 9-13, 1997. In press.

- Munkittrick, K.R. and Van Der Kraak, G. 1999. Appropriate Uses of Physiological Techniques for Endocrine Studies. *Environmental Toxicology and Risk Assessment: 8TH Volume, ASTM STP 1364*, D. Henshel, et al., Eds., American Society for Testing and Materials, West Conshohocken, PA, In Press. NWRI Contribution No. 99-055
- Munkittrick, K.R., B.W. Kilgour, W.N. Gibbons and W.M. Gibson. 1990. Baseline studies of the Lesser Slave River. Prepared by E.V.S. Consultants, North Vancouver, B.C., August 1990 for Slave Lake Pulp Corporation under E.V.S. Project No. 3/405-01. Volume 1: 129 p. + appendices
- Munkittrick, K.R., C.B. Portt, G.J. Van Der Kraak, I.R. Smith and D.A. Rokosh. 1991. Impact of bleached kraft mill effluent on population characteristics, liver MFO activity and serum steroid levels of a Lake Superior white sucker (*Catostomus commersoni*) population. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 1371-1380.
- Munkittrick, K.R., G.J. Van Der Kraak, M.E. McMaster and C.B. Portt. 1992a. Response of hepatic mixed function oxygenase (MFO) activity and plasma sex steroids to secondary treatment and mill shutdown. *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 1427-1439.
- Munkittrick, K.R., M.E. McMaster, C.B. Portt, G.J. Van Der Kraak, I.R. Smith and D.G. Dixon. 1992b. Changes in maturity, plasma sex steroid levels, hepatic MFO activity and the presence of external lesions in lake whitefish exposed to bleached kraft mill effluent. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49: 1560-1569.
- Munkittrick, K.R., G.J. Van der Kraak, M.E. McMaster, C.B. Poort, M.R. van den Heuvel, and M.R. Servos. 1994. Survey of receiving-water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 2. Gonad size, liver size, hepatic EROD activity and plasma sex steroid levels in white sucker. *Environ. Toxicol. Chem.* 13:1089-1101.
- Munkittrick, K.R., M.R. Servos, J.H. Carey and G.J. Van Der Kraak. 1997. Environmental impacts of pulp and paper wastewater: evidence for a reduction in environmental effects at North American pulp mills since 1992. *Wat. Sci. Tech.* 35: 329-338.
- Munkittrick, K.R., M.E. McMaster, L.H. McCarthy, M.R. Servos and G.J. Van Der Kraak. 1998. An overview of recent studies on the potential of pulp mill effluents to impact reproductive function in fish. *J. Toxicol. Environ. Health, Part B* 1: 101-125.
- Munkittrick, K.R., M.E. McMaster, C. Portt, W.N. Gibbons, A. Farwell, L. Ruemper, M.R. Servos, J. Nickle and G.J. Van Der Kraak. 1999a. The development of cumulative effects assessment tools using fish populations. In: *Integrated Assessment of Ecosystem Health*, K. Scow et al. (Eds), Ann Arbor Press, May, 1999 Publication

- Munkittrick, K.R., O. Sandström, Å. Larsson, G.J. Van Der Kraak, L. Förlin, E. Lindesjö, M.E. McMaster and M.R. Servos. 1999b. A reassessment of the original reviews of Norrsundet and Jackfish Bay field studies. 3rd Internat. Conf. Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, NZ, November 9-13, 1997.
- Munkittrick, K.R., M.E. McMaster, M.R. Servos and G.J. Van Der Kraak. 1999c. Changes in the reproductive performance of fish in Jackfish Bay over the period of mill modernization. 3rd Internat. Conf. Environmental Fate and Effects of Pulp and Paper Mill Effluents, Rotorua, NZ, November 9-13, 1997. In Press.
- Ohio Environmental Protection Agency (Ohio EPA). 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume 2. Users manual for Biological Field Assessment of Ohio Surface Waters, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio
- Paine, M.D. 1998. Environmental monitoring programs: data design and data analysis. Prepared for CANMET/MMSL-INTEMIN, Vancouver, BC by Paine, Ledge and Associates Ltd., North Vancouver. 159 pp.
- Paine, M.D., P.M. Chapman, P.J. Allard, M.H. Murdoch and D. Minifie. 1996. Limited bioavailability of sediment PAH near an aluminum smelter: contamination does not equal effects. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 2003-2018.
- Portt, C.B., B.W. Kilgour and R.K. Recoskie. 1999. Development impacts in the Moose River Basin - Classification, data gaps and management needs. Final report prepared for the Ontario Ministry of Natural Resources' Moose River Basin Environmental Information Partnership, Northeast Region. 41pp.
- Power, M. 1997. Assessing the effects of environmental stressors on fish populations. *Aquat. Toxicol.* 39: 151-169.
- Power, M. and L.S. McCarty. 1998. A comparative analysis of environmental risk assessment/risk management frameworks. *Environ. Sci. Technol. News*, May 1, 1998: 224 A- 231A.
- Power, M., D.G. Dixon and G. Power. 1994. Modelling population exposure-response functions for use in environmental risk assessment. *J. Aquat. Ecosystem Health* 3: 45-58.
- R. L. & L. Environmental Services Ltd. 1993. Fish radiotelemetry demonstration project Upper Athabasca River, May to August, 1992. Northern Rivers Basin Study Report 11. Environment Canada, Ottawa, ON, Canada.
- Robinson, R.D., J.H. Carey, K.R. Solomon, I.R. Smith, M.R. Servos and K.R. Munkittrick. 1994. Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 1. Mill characteristics, receiving water chemical profiles and lab toxicity tests. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 1075-1088.

- Ruemper, L. C. (1998). A protocol for estimating growth differences in wild white sucker (*Catostomus commersoni*) exposed to environmental stressors. Biology. Waterloo, ON, Canada, University of Waterloo: 91.
- Sado, E.V. and B.F. Carswell. 1987. Surficial geology of northern Ontario; Ontario Geological Survey, map 2518, scale 1:1 200 000
- Scott, W.B., and E.J. Crossman. 1998. Freshwater fishes of Canada. Galt House Publications Ltd., Oakville, ON, Canada;
- Servos, M.R. 1999. Review of the aquatic toxicity, estrogenic responses and bioaccumulation of alkylphenols and alkylphenol polyethoxylates. Water Qual. Res. J. Can. 34: 123-177.
- Servos, M.R., S. Huestis, D.M. Whittle, G.J. Van Der Kraak and K.R. Munkittrick. 1994. Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 3. Polychlorinated dioxins and furans in muscle and liver of white sucker (*Catostomus commersoni*). Environ. Toxicol. Chem. 13: 1103-1115.
- Servos M.R. et al. 1998a. Impacts of alkylphenols, natural and synthetic estrogens in municipal effluents in Canada. Abstract PWA205, 19th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Charlotte, NC
- Servos, M.R. et al., 1998b. Runoff of estrogens into small streams after the application of hog manure to agricultural fields in Southern Ontario. Abstract PWA206, 19th Annual Meeting of the Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Charlotte, NC.
- Seyler, J. 1994. Biology of selected riverine fish species in the Moose River Basin. OMNR, Northeast Science and Technology. Timmins, Ontario. IR-024. 100p.
- Spaling, H. 1994. Evaluation of methods for cumulative effects assessment. In: *Keeping ahead: The inclusion of long-term "global" futures in cumulative environmental assessments* (R.E. Munn, Ed). University of Toronto research papers web site (<http://www.utoronto.ca/env/papers/munn/munn1c.htm>).
- Spaling, H. and B. Smit. 1994. Classification and evaluation of methods for cumulative effects assessment. In: *Cumulative effects assessment in Canada: From concept to practice* (A.J. Kennedy, Ed). Papers from the 15th Symposium held by the Alberta Society of Professional Biologists, Calgary, Alberta. pp. 47-65.
- Strahler, A.N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Trans. Am. Geophys. Union 38: 913-920.
- Swanson, S.M. (Ed.) 1994. Wapiti- Smokey River Ecosystem Study. Final Report, Weyerhaeuser Canada, Grande Prairie, AL
- Swanson, S.M., R. Schryer, R. Shelast, P.J. Kloepper-Sams, and J.W. Owens. 1994. Exposure of fish to biologically-treated bleached-kraft mill effluent. 3. Fish habitat and population assessment. Environ. Toxicol. Chem. 13: 1497-1507

- Swedish EPA (Environmental Protection Agency). 1997. Environmental impacts of pulp and paper mill effluents: a strategy for future environmental risk assessments. Report 4785. ISBN 91-620-4785-X.
- Tattersfield, L., P. Matthiessen, P. Campbell, N. Grandy and R. Lange (Eds.) 1998. *SETAC-Europe/OECD/EC Expert Workshop on Endocrine Modulators and Wildlife: Assessment and Testing*. Veldhoven, The Netherlands, 10-13 April, 1997. SETAC-Europe Press, Brussels.
- Taylor and Bailey, 1997. Technical evaluation on methods for benthic invertebrate data analysis and interpretation. AETE Report #2.1.3 CANMET (Natural Resources Canada)
- Terrens, G. W., D. Gwyther, and M. J. Keough. 1998. Environmental assessment of synthetic-based drilling mud discharges to Bass Strait. *APPEA Journal* 1998:610-625.
- Thoresson, G. 1993. Guidelines for coastal monitoring: Fishery Biology. Fiskeriverket Kustlaboratoriet, Kustrapport 1993:1, National Board of Fisheries, Öregrund, Sweden. (ISSN 1102-5670).
- US EPA. 1992. Framework for ecological risk assessment. EPA/630/R-92/001, Washington, DC
- US EPA. 1996. Proposed guidelines for ecological risk assessment; notice. Federal Register 61 (175): 47552-47631.
- Van den Heuvel, M.R., K.R. Munkittrick, G.J. Van Der Kraak, M.E. McMaster, C.B. Poort, M.R. Servos, and D.G. Dixon. 1994. Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 4. Bioassay-derived 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin toxic equivalent concentration in white sucker (*Castostomus commersoni*) in relation to biochemical indicators of impact. *Environ. Toxicol. Chem.* 13:1117-1126.
- Vannote, R. L., G. W. Minshall, et al. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- Wickware, G.M. and C.D.A. Rubec. 1989. Terrestrial ecoregions and ecodistricts of Ontario. Map scale 1:2 000 000. Environment Canada, Sustainable Development Branch.
- Winer, B.J. 1971. Statistical principles in experimental design. 2nd ed. McGraw-Hill, New York.



3 9055 1018 1945 5

12720

**DATE DUE
REMINDER**

JUL 22 2002

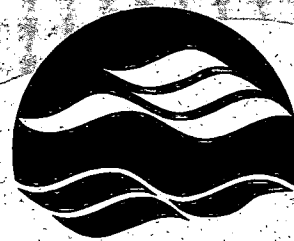
**Please do not remove
this date due slip.**

PRINTED IN CANADA
IMPRIME AU CANADA



ON RECYCLED PAPER
SUR DU PAPIER RECYCLE

National Water Research Institute
Environment Canada
Canada Centre for Inland Waters
P.O. Box 5050
867 Lakeshore Road
Burlington, Ontario
L7R 4A6 Canada



**NATIONAL WATER
RESEARCH INSTITUTE**
**INSTITUT NATIONAL DE
RECHERCHE SUR LES EAUX**

National Hydrology Research Centre
11 Innovation Boulevard
Saskatoon, Saskatchewan
S7N 3H5 Canada

Institut national de recherche sur les eaux
Environnement Canada
Centre canadien des eaux intérieures
Case postale 5050
867, chemin Lakeshore
Burlington, Ontario
L7R 4A6 Canada

Centre national de recherche en hydrologie
11, boul. Innovation
Saskatoon, Saskatchewan
S7N 3H5 Canada



Environment Canada
Environnement Canada

Canada