

# **Mercury in the Biogeochemical Cycle**

## **The Case of Natural Environments and Hydroelectric Reservoirs of Northern Québec**

### **Résumé et synthèse**

Dans cet ouvrage, nous présentons une synthèse des études portant sur la problématique du mercure (Hg) dans les milieux aquatiques naturels et les réservoirs hydroélectriques du Nord du Québec. Cette synthèse est basée sur plus de vingt ans de suivi environnemental au complexe La Grande réalisé par Hydro-Québec, ainsi que sur les résultats d'études menées pendant plus de dix ans par des équipes de recherches de l'Université du Québec à Montréal, de l'Université de Sherbrooke, de la Faculté de Médecine vétérinaire de l'Université de Montréal, du Service canadien de la faune et d'Hydro-Québec.

### **Le mercure dans les écosystèmes naturels du Nord du Québec**

#### **Sources du mercure**

Bien qu'il n'existe aucune source industrielle ou municipale directe de Hg, ce métal lourd est omniprésent dans le Nord du Québec. On le retrouve dans des systèmes aquatiques et terrestres naturels situés à des centaines, voire même à un millier de kilomètres des centres industriels les plus proches. Le Hg aéroporté d'origine naturelle s'est progressivement accumulé dans les couches organiques des sols depuis le début de leur formation après la dernière glaciation, il y a de cela quelque 5 000 à 8 000 ans. Outre ce Hg naturel, le Hg anthropique aéroporté a également commencé à s'accumuler dans les sols du Nord du Québec au cours du siècle dernier. Dans l'horizon humique des sols vierges, le Hg est essentiellement présent sous sa forme inorganique, la forme organique méthylique ne représentant généralement que moins de 1 %. Le Hg semble peu mobile dans les sols, étant fermement lié à la matière organique humique. Cependant, une partie du Hg nouvellement déposé est entraînée vers les systèmes lacustres par l'eau de ruissellement, avec des matières organiques, sans s'incorporer aux horizons humiques des sols.

Dans les écosystèmes lacustres, les sédiments constituent le principal réservoir de Hg. La quantité de Hg entraînée dans un lac paraît directement proportionnelle à la quantité de carbone

lessivée des sols du bassin versant environnant. Tout comme dans les horizons humiques des sols, le Hg est relativement stable dans les sédiments lacustres, étant fermement fixé à la matière organique présente, qui est principalement d'origine terrestre. Seule une légère remobilisation diagénétique post-sédimentaire est observée. Cette faible mobilité du Hg dans les sédiments permet de reconstituer l'historique de dépôts de ce métal lourd dans les régions éloignées. Depuis le début de l'ère industrielle à la fin du siècle dernier, les taux de dépôt de Hg atmosphérique dans le Nord du Québec ont augmenté par des facteurs variant de deux à trois, comme le révèlent les mesures effectuées dans des sédiments lacustres du 45<sup>e</sup> au 54<sup>e</sup> parallèle.

Une série d'indices indépendants, montrant des valeurs relativement constantes entre les 45<sup>e</sup> et 54<sup>e</sup> parallèles de latitude nord au Québec, suggèrent que la région entière est soumise à des dépôts de Hg aéroporté d'une intensité relativement uniforme et d'une source commune, probablement en provenance du secteur industriel des Grands Lacs. Parmi ces indices, notons le facteur d'enrichissement anthropique normalisé en fonction du contenu en carbone des sédiments lacustres, les concentrations de Hg dans différentes plantes inférieures et supérieures, la teneur en Hg normalisée en fonction du contenu en carbone des horizons humiques des sols, et les rapports de Hg/Al et Hg/Si dans les lichens. Au nord du 54<sup>e</sup> parallèle, le Hg atmosphérique semble provenir d'une source additionnelle, tel que le suggèrent les valeurs différentes obtenues pour les rapports de Hg/Al et Hg/Si dans les lichens. Cette région éloignée est peut-être sous l'influence du Hg volatilisé depuis la Baie d'Hudson avoisinante ou en provenance de l'Eurasie. De la même façon, les concentrations de Hg mesurées dans plusieurs espèces de poissons et dans une variété d'oiseaux ne révèlent aucun gradient systématique du nord au sud entre le 45<sup>e</sup> et 56<sup>e</sup> parallèle.

### **Les sédiments et la colonne d'eau**

Dans le Nord du Québec, les concentrations de Hg dans les sédiments lacustres varient généralement de 50 à 300 ng g<sup>-1</sup> (poids sec) et correspondent à des valeurs de 10 000 à 100 000 fois plus élevées que celles mesurées dans la colonne d'eau. Dans l'eau non filtrée, les concentrations sont généralement bien inférieures à 10 ng L<sup>-1</sup>. Même si les concentrations dans les sédiments lacustres sont semblables à celles mesurées dans les sols, les organismes aquatiques bioaccumulent beaucoup plus de Hg que leurs congénères de position trophique

équivalente des écosystèmes terrestres. Cette situation est attribuable à la biodisponibilité nettement plus élevée de ce métal lourd dans les milieux aquatiques principalement parce que les formes inorganiques de Hg sont transformées en méthylmercure (MeHg) par l'activité microbienne se produisant à différents niveaux du système aquatique. Dans les sédiments lacustres, le MeHg représente généralement moins de 2 % de la teneur en Hg total. Bien que seule une petite fraction de la charge totale de Hg dans un lac soit transformée en MeHg, sa bioamplification le long de la chaîne alimentaire est telle, qu'un facteur d'augmentation de l'ordre de 150 s'observe entre les concentrations en Hg mesurées dans le plancton de faible niveau trophique ( $25 \text{ ng g}^{-1}$ , poids sec) et celles enregistrées dans les gros poissons piscivores ( $0,6 \text{ mg kg}^{-1}$ , poids humide). Contrairement au Hg inorganique, le MeHg est facilement assimilé par les organismes vivants en raison de sa grande affinité pour les protéines et de son faible taux d'élimination, principalement chez les animaux à sang froid que sont les poissons.

### **Les invertébrés**

Les concentrations de Hg total mesurées chez les invertébrés de plus de 20 lacs naturels du Nord du Québec couvrent une vaste gamme de valeurs, de 25 à  $575 \text{ ng g}^{-1}$  (poids sec) dans le plancton et de 31 à  $790 \text{ ng g}^{-1}$  (poids sec) dans les larves d'insectes. Dans le Nord du Québec, ces écarts ne s'expliqueraient pas par des variations de l'intensité des dépôts de Hg aéroporté, puisqu'elle semble être relativement uniforme sur la région étudiée. La proportion du Hg sous la forme méthylique augmente le long de la chaîne alimentaire des invertébrés et des facteurs de bioamplification d'environ 3 sont observés d'un niveau trophique à l'autre.

Des analyses statistiques indiquent que les variations dans les concentrations de Hg total et de MeHg chez les invertébrés peuvent être expliquées par le comportement alimentaire (niveau trophique) et, dans une plus faible mesure, par des paramètres de qualité de l'eau, tels que la couleur et le carbone organique dissous, et par la température de l'eau.

### **Les poissons**

Les concentrations de Hg total mesurées chez les poissons de plus de 180 stations d'échantillonnages, situées dans des lacs et rivières naturels du Nord du Québec, sont relativement élevées comparativement à celles enregistrées dans d'autres régions de l'Amérique du Nord. Les concentrations mesurées chez les espèces non piscivores, telles que le meunier

rouge (*Catostomus catostomus*) et le grand corégone (*Coregonus clupeaformis*), sont inférieures à la norme canadienne de mise en marché des produits de la pêche de  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ . Par contre, les teneurs enregistrées chez les espèces piscivores excèdent souvent cette norme. La variabilité dans les teneurs obtenues d'un lac à l'autre d'une même région est importante pour toutes les espèces de poissons. Les concentrations moyennes estimées pour une longueur standardisée varient souvent par des facteurs de 3 à 4 pour des lacs voisins. Les concentrations moyennes dans les poissons non piscivores de 400 mm varient de  $0,05$  à  $0,30 \text{ mg kg}^{-1}$  (poids humide). En ce qui concerne les espèces piscivores, les concentrations moyennes chez le doré (*Stizostedion vitreum*) de 400 mm, ainsi que chez le grand brochet (*Esox lucius*) de 700 mm, s'échelonnent entre  $0,30$  et  $1,41 \text{ mg kg}^{-1}$  (poids humide) d'un lac à l'autre. Les concentrations les plus élevées obtenues chez toutes les espèces étudiées proviennent de plans d'eau ayant une teneur organique élevée, mesurée par la couleur, la teneur en carbone organique total et dissous, ainsi que par la concentration de tanins. La biodisponibilité du Hg à la base de la chaîne alimentaire serait plus élevée dans ces milieux.

Un facteur moyen de bioamplification d'environ 5 a été obtenu entre les concentrations moyennes chez le grand corégone (de 400 mm), lequel se nourrit d'organismes benthiques, et celles enregistrées chez le brochet (700 mm) ou le doré (400 mm), qui sont des poissons piscivores. De plus, nos données montrent que le facteur de bioamplification obtenu pour ces espèces de poissons est assez variable d'un lac à l'autre. Cette variabilité pourrait s'expliquer par des différences dans les structures des communautés de poissons, se traduisant par des proies différentes pour les poissons prédateurs, et par conséquent, par des teneurs en Hg différentes.

Des écarts considérables de concentrations de Hg ont également été observés pour des poissons de même espèce et de même longueur provenant d'un même lac. Par exemple, les touladis (*Salvelinus namaycush*) de  $575 \pm 8$  mm capturés la même année dans le lac Hazeur montrent des concentrations de Hg variant entre  $0,67$  et  $1,28 \text{ mg kg}^{-1}$ . La physiologie, la croissance ou les habitudes alimentaires individuelles pourraient expliquer une telle variabilité. En appui à cette dernière hypothèse, des études de contenus stomacaux révèlent que le grand brochet provenant du secteur ouest de la région du complexe La Grande se nourrit d'une grande variété de poissons de niveaux trophiques différents, présentant des teneurs en Hg très

différentes. Ce fait montre bien l'importance du régime alimentaire dans le processus de bioaccumulation du Hg.

### **Les oiseaux aquatiques**

L'importance du régime alimentaire, et en conséquence du niveau trophique, est également démontrée par les concentrations mesurées chez les oiseaux aquatiques du Nord du Québec. En effet, elles révèlent clairement une progression des teneurs en Hg total dans les muscles, le foie et les plumes en passant des espèces herbivores aux espèces piscivores. Les concentrations en Hg dans les muscles sont typiquement égales ou inférieures à  $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$  (poids humide) chez les espèces herbivores, alors qu'elles varient de  $0,16$  à  $0,21 \text{ mg kg}^{-1}$  chez les espèces se nourrissant d'organismes benthiques aquatiques, et s'échelonnent entre  $0,8$  et  $1,6 \text{ mg kg}^{-1}$  chez les espèces partiellement ou strictement piscivores. Ces données montrent également l'influence du système aquatique sur les teneurs en Hg de la faune, par le processus de méthylation et de biodisponibilité accrue du Hg dans la chaîne alimentaire aquatique. Aussi, les concentrations dans les poissons et les oiseaux aquatiques du Nord du Québec sont équivalentes chez les espèces ayant des habitudes alimentaires semblables.

### **Les mammifères**

Les concentrations de Hg enregistrées dans les mammifères terrestres du Nord du Québec démontrent également l'importance du milieu aquatique sur l'accumulation en Hg, puisque les espèces piscivores présentent les concentrations les plus élevées. Les poissons jouent le rôle de véhicule de transfert entre les deux écosystèmes. Les concentrations dans les muscles des espèces strictement herbivores, telles que le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) ou le caribou (*Rangifer caribou*), sont généralement inférieures ou égales à  $0,05 \text{ mg kg}^{-1}$ . Les concentrations correspondantes chez les carnivores, tels que l'hermine (*Mustela erminia*), la martre (*Martes americana*) et le renard roux (*Vulpes fulva*), varient de  $0,15$  et  $0,30 \text{ mg kg}^{-1}$ , alors que les concentrations atteignent environ  $2,5 \text{ mg kg}^{-1}$  chez les espèces partiellement piscivores, comme le vison (*Mustela vison*).

L'importance du régime alimentaire est également démontrée chez les mammifères marins capturés au large de la baie d'Hudson. Les concentrations de Hg dans les muscles des espèces benthivores ou partiellement piscivores, comme le phoque annelé (*Phoca hispida*) et le

phoque barbu (*Erignathus barbatus*), varient de 0,1 à 0,7 mg kg<sup>-1</sup> (poids humide), alors qu'elles s'échelonnent entre 0,9 et 6,2 mg kg<sup>-1</sup> chez les bélugas (*Delphinapterus leucas*), qui sont principalement piscivores. Les concentrations moyennes dans le foie se situent entre 2 et 5 mg kg<sup>-1</sup> chez les phoques et atteignent 20 mg kg<sup>-1</sup> chez les bélugas.

Toutes ces données démontrent que le risque pour la santé relié à la consommation de ressources riches en Hg au Nord du Québec se limite essentiellement aux espèces piscivores, qu'il s'agisse de poissons, d'oiseaux aquatiques ou de faune terrestre ou marine.

Nous comprenons maintenant assez bien les processus par lesquels le Hg inorganique aéroporté rejoint le milieu aquatique, y est transformé en MeHg et ensuite bioamplifié tout au long de la chaîne alimentaire, des invertébrés aux poissons et jusqu'à la faune piscivore. Cependant, les effets de l'augmentation récente, par un facteur d'environ 2 à 3, du Hg d'origine atmosphérique sur les niveaux de Hg chez les poissons et la faune piscivore demeurent inconnus. Bien qu'aucune tendance temporelle des teneurs en Hg dans les poissons n'ait été observée chez les espèces étudiées dans 5 lacs naturels pour des périodes allant jusqu'à douze ans, ce laps de temps est trop court pour confirmer ou réfuter toute relation directe, compte tenu de la grande variabilité des teneurs en Hg des poissons.

En raison de la baisse des teneurs en Hg observées chez les poissons et d'autres organismes aquatiques provenant de sites contaminés par des activités industrielles, une fois les apports de Hg réduits (comme dans le cas des rivières English-Wabigoon et Saguenay), on peut supposer qu'il existe une relation entre les dépôts de Hg aéroporté et les concentrations chez les poissons et la faune. Cette relation signifierait que les concentrations de Hg chez les poissons et la faune du Nord du Québec n'ont pas toujours été aussi élevées. Elle indiquerait également que les niveaux diminueraient si les émissions anthropiques de Hg dans l'atmosphère étaient réduites. La fermeture récente d'industries de l'ancienne Allemagne de l'Est a occasionné une baisse importante de niveaux de dépôt atmosphérique de Hg sur les lacs de la Suède, comme le prouve la chute des concentrations de Hg dans la plupart des sédiments récents des lacs de la région. Dans ce cas particulier, la baisse des concentrations de Hg prévue chez les poissons démontrerait clairement que la charge de Hg dans les organismes aquatiques est influencée par les taux de dépôt atmosphérique locaux de ce métal lourd.

## **La problématique du mercure au complexe hydroélectrique La Grande**

Le suivi des teneurs en Hg des poissons du complexe La Grande a débuté vers la fin des années 1970, soit avant la mise en eau du premier réservoir. À l'instar des autres réservoirs au Canada et à l'étranger, les teneurs en Hg des poissons des réservoirs du complexe La Grande ont augmenté de façon marquée et rapide au début des années 1980, immédiatement après la mise en eau. Des programmes de recherche ont été mis sur pied à la fin des années 1980 afin d'élucider les mécanismes responsables de ce phénomène.

## **La méthylation et le transfert passif depuis les sols et la végétation inondés vers la colonne d'eau**

Les études *in vitro* et *in vivo*, présentées dans cette monographie, ont démontré l'influence de la végétation et de la matière organique terrestre inondées sur le processus de méthylation et de libération du Hg vers la colonne d'eau et sur son transfert subséquent le long de la chaîne alimentaire aquatique.

Des expériences *in vitro* ont révélé une libération significative de Hg total et de MeHg depuis une variété de sols et de végétaux inondés vers les eaux sus-jacentes. Elles ont également permis d'évaluer l'ampleur, l'importance relative et la durée de cette libération selon les types de sol et de végétation inondés, ainsi que selon différentes conditions d'oxygène dissous, de pH et de température des eaux sus-jacentes. Les taux de diffusion obtenus à 20°C indiquent que

presque tout le Hg libérable serait effectivement libéré en moins d'un an et principalement au cours des premiers mois d'inondation. Nonobstant les conditions environnementales appliquées, la quantité totale de Hg libéré après environ 6 mois d'inondation varie entre 4 et 40  $\text{ng g}^{-1}$  pour les différents types de végétation et entre 4 et 45  $\text{ng m}^{-2}$  pour l'humus des sols. Les quantités correspondantes de MeHg varient de 1 à 5  $\text{ng g}^{-1}$  pour la végétation et de 0,3 à 1  $\text{ng m}^{-2}$  pour l'humus des sols. Une proportion significative du contenu initial en Hg total de la partie verte de la végétation inondée est libérée dans la colonne d'eau en 6 mois, soit de 20 % jusqu'à 50 à 100 % selon le type de végétation. En ce qui concerne les sols inondés, seule une petite fraction du contenu initial en Hg est libérée dans la colonne d'eau après un an d'inondation. En fait, il est impossible d'en déterminer le pourcentage réel libéré en raison de la grande variabilité de la charge initiale en Hg des échantillons. Il est à noter, que les sols renferment une biomasse nettement plus élevée de matières organiques que la végétation.

Les mesures *in situ* enregistrées dans les sols inondés des réservoirs du complexe La Grande confirment que seule une petite partie du contenu initial en Hg des sols inondés est libérée vers la colonne d'eau. En effet, après un peu plus d'une décennie, la majorité des sols inondés ne montrent aucune perte significative de leur charge en Hg, à l'exception des sols érodés dans la zone de marnage en bordure des réservoirs. Aussi, l'examen *in situ* des sols et de la végétation inondée ne révèle que très peu de changements structurels, à l'exception de la biodégradation partielle de la matière verte inondée. Même si l'activité bactérienne est suffisamment intense pour provoquer une forte consommation en oxygène dans les sols inondés et les eaux profondes des réservoirs pendant quelques années, les diminutions du contenu en carbone des sols inondés ne peuvent être mesurées, celles-ci étant plus petites que la variabilité inhérente des teneurs en carbone dans les sols avoisinants.

La méthylation progressive au fil des années du Hg présent dans les sols inondés, associée à l'activité bactérienne, constitue le changement majeur observé dans les sols à la suite de la mise en eau des réservoirs. Alors que moins de 1 % du Hg total dans les sols naturels est sous la forme organique, ce pourcentage atteint environ 10 à 30 % après 13 ans d'inondation pour les tourbières et les sols podzoliques inondés respectivement. Alors que les taux de méthylation du Hg présent dans les tourbières et les sols podzoliques sont semblables au cours de la première année d'inondation, ils ne se maintiennent par la suite que dans les sols podzoliques. On explique cette observation par le fait qu'à la suite d'une inondation, la matière organique des sols podzoliques semble être plus vulnérable à la dégradation bactérienne que la matière organique des tourbières, qui est déjà saturée d'eau avant l'inondation, à l'exception du couvre sol vivant.

Les taux de méthylation semblent similaires dans les zones peu profondes et celles de 10 à 20 mètres de profondeur situées sous la zone photique, mais au-dessus de la thermocline saisonnière. Une fois le Hg méthylé dans les sols inondés, aucune déméthylation nette ne peut être observée durant les mois d'hiver ou au fil des ans jusqu'à 15 ans après l'inondation. En conséquence, il semble qu'une fois formée, la plus grande partie du MeHg s'accumule dans les sols inondés, probablement en raison d'une grande affinité pour la matière organique terrigène.

Une diffusion passive du Hg total ou du MeHg depuis les sols inondés vers la colonne d'eau, confirmant les observations *in vitro*, a pu être observée *in situ* uniquement au-dessus de

sols organiques non érodés dans des zones peu profondes en périphérie des réservoirs, là où le temps de séjour de l'eau est relativement prolongé. Ailleurs dans les réservoirs, la diffusion cumulée sur 6 mois étant estimée à quelques dizaines de  $\text{ng m}^{-2}$  de Hg total et à quelques  $\text{ng m}^{-2}$  de MeHg, d'après les expériences *in vitro*, il est impossible de détecter une augmentation de concentration de Hg ou de MeHg dans la colonne d'eau, en raison de l'immense dilution y prévalant. Une partie du Hg libéré dans la colonne d'eau peut aussi être adsorbée sur les matières en suspension, puis transférée à la chaîne alimentaire, contribuant à réduire encore d'avantage la possibilité de détecter la diffusion passive du Hg dissous dans la colonne d'eau. Dans les zones peu profondes où les taux de dilution sont réduits, comme dans le cas de la petite retenue LA-40, un facteur d'augmentation moyen d'environ 5 a été obtenu pour les concentrations de MeHg dissous, comparativement à celles des lacs naturels. Les valeurs moyennes alors mesurées atteignent  $0,3 \text{ ng L}^{-1}$ , confirmant qu'une certaine fraction du Hg initialement lié au système terrestre est libérée dans la colonne d'eau pendant les premiers mois suivant la mise en eau. Il est à noter que les calculs effectués pour le réservoir Robert-Bourassa, à l'aide de données provenant d'expériences d'inondation *in vitro*, génèrent des valeurs comparables dans la colonne d'eau. En effet, la hausse nette estimée pour les 5 premières années aurait été de l'ordre de  $0,2 \text{ ng L}^{-1}$  de MeHg. Par ailleurs, des mesures *in situ* montrent que la proportion du Hg dissous total qui est sous la forme méthylée, est en moyenne 4 fois plus élevée dans les réservoirs que dans les lacs naturels (12 % par rapport à 3 %).

Malgré la libération dans la colonne d'eau d'une proportion importante de Hg contenu initialement dans la partie verte de la végétation inondée, la charge globale de Hg contenu dans les sols et la végétation inondés demeure pratiquement intacte au fil des années. Une perte totale probablement inférieure à 5 % de la charge initiale en Hg a suffi à augmenter de façon significative la contamination en Hg de toute la chaîne alimentaire des réservoirs. Ce fait démontre à quel point le Hg, principalement sous la forme de MeHg, est efficacement transféré et bioaccumulé le long de la chaîne alimentaire.

### **Augmentations de mercure dans les organismes à la base de la chaîne alimentaire aquatique**

Les facteurs d'augmentation des concentrations de MeHg obtenues en réservoirs sont relativement constants par rapport à celles mesurées dans les lacs naturels. Ils varient

habituellement de 3 à 5 pour la partie dissoute ( $< 0,45 \mu\text{m}$ ), les particules fines ( $0,45$  à  $63 \mu\text{m}$ ), le zooplancton ( $> 150$  ou  $> 210 \mu\text{m}$ ), ainsi que pour les poissons non piscivores et piscivores de longueur standardisée. Par exemple, les concentrations mesurées chez les invertébrés récoltés dans 5 réservoirs différents du complexe La Grande varient de 45 à  $680 \text{ ng g}^{-1}$  (poids secs) dans les larves d'insectes et de 350 à  $550 \text{ ng g}^{-1}$  (poids secs) dans le zooplancton ( $> 150 \mu\text{m}$ ). Ces valeurs correspondent à un facteur d'augmentation moyen de 3 par rapport à celles enregistrées dans les lacs naturels.

Des facteurs de bioamplification comparables, entre un niveau trophique et un autre, ont été obtenus dans les réservoirs du complexe La Grande et les lacs naturels avoisinants, pour les invertébrés, le zooplancton, les insectes et les poissons. Ainsi, les résultats démontrent qu'une augmentation de la biodisponibilité du Hg à la base de la chaîne alimentaire des réservoirs se répercute tout au long de cette chaîne, jusqu'aux poissons piscivores. De plus, les différences notées entre les lacs naturels et les réservoirs, dans les analyses d'isotopes stables effectuées sur les particules fines et le zooplancton, suggèrent que les détritiques organiques d'origine terrestre en suspension dans la colonne d'eau sont ingérés par le zooplancton. Ces détritiques riches en Hg contribuent donc au transfert de ce métal aux poissons par l'intermédiaire du zooplancton.

L'importance du rôle joué par les formes dissoutes de Hg inorganique et de MeHg sur la contamination de la chaîne alimentaire aquatique demeure incertaine. En raison de l'absence d'une série adéquate de données concernant les concentrations de Hg dans des échantillons purs de phytoplancton, le rôle joué par ces organismes dans le transfert du Hg dissous aux organismes supérieurs demeure inconnu (bien qu'ils soient vraisemblablement les organismes les plus influencés par la phase dissoute). Cependant, l'absence d'augmentations significatives de MeHg dans la fraction de 63 à  $210 \mu\text{m}$  (qui renferme surtout du phytoplancton et du micro-zooplancton) prélevée dans la retenue LA-40, comparativement à celle des lacs naturels, suggère que le phytoplancton ne jouerait pas un rôle déterminant dans le transfert de Hg de l'eau aux organismes situés plus haut dans la chaîne alimentaire. Cette hypothèse serait corroborée par le calcul des flux de biomasse et de Hg dans le réservoir Robert-Bourassa, réalisés à l'aide des données obtenues du réseau de suivi environnemental (RSE). En effet, les résultats de cet exercice révèlent que la chaîne alimentaire pélagique, constituée de la fraction dissoute, du phytoplancton, du zooplancton et des poissons, n'est pas suffisante pour expliquer les biomasses

et les concentrations de Hg obtenues pour les poissons non piscivores de ce réservoir. Les calculs suggèrent que le vecteur le plus important de transfert de Hg aux poissons doit provenir des invertébrés littoraux, c'est-à-dire des insectes aquatiques et du zooplancton. Les études sur le régime alimentaire des poissons, ainsi que les mesures *in situ* de la biomasse et des concentrations de Hg enregistrées dans les réservoirs Robert-Bourassa et Laforge 1, de même que dans la retenue LA-40, corroborent cette hypothèse.

Par ailleurs, il est probable que le Hg dissous libéré directement des sols inondés vers la colonne d'eau se lie rapidement aux particules fines en suspension, le rendant plus disponible pour les organismes filtreurs à la base de la chaîne alimentaire. Bien qu'il ne soit probablement pas dominant, le rôle du zooplancton pélagique dans le transfert de ce Hg, valorisé par la filtration de détritiques riches en Hg d'origine terrestre, n'est peut-être pas négligeable. En effet, des études complémentaires au RSE ont révélé une abondance de ciscos de lac (*Coregonus artedii*) dans la zone pélagique du réservoir Robert-Bourassa, lesquels s'alimentent essentiellement de plancton.

### **Transfert actif additionnel des sols inondés à la chaîne alimentaire aquatique**

En plus de la diffusion passive depuis la végétation et les sols inondés vers colonne d'eau, ainsi que par la chaîne alimentaire planctonique, le Hg peut aussi être transféré à la chaîne alimentaire aquatique par des mécanismes actifs de nature biotique et abiotique. Premièrement, puisque le MeHg est accumulé dans les sols inondés, les larves d'insectes, fouissant dans les premiers centimètres de ces sols et s'alimentant de la matière organique partiellement dégradée et riche en Hg, peuvent bioaccumuler des concentrations élevées de ce métal et les transférer aux organismes aquatiques de niveau trophique supérieur. Des estimations calculées à partir de mesures *in situ* réalisées dans les réservoirs du complexe La Grande suggèrent que dans les zones peu profondes, la charge en Hg contenue dans les insectes aquatiques peut être jusqu'à 6 fois supérieure à celle contenue dans le zooplancton. Cependant, dans les secteurs pélagiques, la proportion de la charge totale en Hg contenue dans le zooplancton est probablement supérieure, puisque la densité des organismes benthiques est réduite, la couche de périphyton est absente et les températures plus basses sont moins favorables au processus de méthylation.

Deuxièmement, pendant les premières années suivant la mise en eau des réservoirs du Nord du Québec, la majorité des sols inondés présents dans les zones peu profondes de la zone

de marnage, et exposés à l'action combinée des vagues et des glaces, sont progressivement érodés. Cette érosion est particulièrement rapide pour l'horizon organique des sols podzoliques qui est généralement très mince. Un triage rapide des particules de sols érodés se produit alors, maintenant en suspension dans la colonne d'eau, pendant un certain temps, les fines particules organiques riches en Hg. Les organismes aquatiques filtrant ces particules (comme le zooplancton) peuvent constituer une voie de transfert importante du Hg vers les chaînes alimentaires aquatiques des réservoirs. Ces particules peuvent par la suite se déposer à la surface des sols inondés un peu plus profonds, où ils pourront constituer une nourriture riche en MeHg pour les organismes benthiques.

Troisièmement, la libération d'éléments nutritifs résultant de la dégradation bactérienne de la matière organique terrigène inondée stimule la production autotrophe. La dégradation de cette nouvelle matière organique particulièrement labile, contrairement aux composés lignocellulosiques des sols inondés, favorise une méthylation additionnelle. Ce processus peut se révéler important dans les zones peu profondes, où le temps de séjour de l'eau relativement long et l'effet combiné de la pénétration de la lumière et de la minéralisation des éléments nutritifs entraînent le développement d'une couche de périphyton. Ce dernier, composé d'algues benthiques et de bactéries, favorise la méthylation du Hg et peut représenter une source importante de nourriture riche en MeHg pour le zooplancton et les larves d'insectes. Le zooplancton recueilli dans ces zones peu profondes continue de présenter des concentrations élevées après 13 ou 15 ans d'inondation, contrairement au zooplancton pélagique dont les concentrations de Hg mesurées après environ 8 ans d'inondation correspondent à celles obtenues dans les lacs naturels avoisinants.

## **Augmentation de mercure dans les poissons**

### ***Réservoirs***

Les concentrations de Hg dans toutes les espèces de poissons des réservoirs du complexe La Grande ont rapidement augmenté après la mise en eau, à des niveaux de 3 à 7 fois supérieurs à ceux mesurés dans les lacs naturels avoisinants. Chez les espèces non piscivores, telles que le grand corégone et le meunier rouge, les concentrations maximales ont été atteintes 5 à 9 ans après la mise en eau. Les concentrations maximales atteintes chez le grand corégone de 400 mm varient de 0,4 à 0,5 mg kg<sup>-1</sup> (Hg total, poids humide) d'un réservoir à l'autre, dépassant

légèrement la norme canadienne de mise en marché de  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$  uniquement dans le réservoir Robert-Bourassa.

Chez les espèces piscivores, telles que le grand brochet et le doré, les concentrations maximales ont été atteintes plus tardivement, soit 10 à 13 ans après la mise en eau pour les spécimens de longueur standardisée (400 mm pour le doré et 700 mm pour le grand brochet). Les concentrations maximales enregistrées chez le grand brochet de longueur standardisée, qui varient de  $1,7$  à  $4,2 \text{ mg kg}^{-1}$  selon le réservoir, sont de 3 à 8 fois supérieures à la norme canadienne de mise en marché de  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$ .

Des études de contenus stomacaux ont indiqué que les augmentations de Hg total observées chez les poissons des réservoirs sont davantage reliées à l'augmentation des concentrations de MeHg de leurs proies qu'à un changement dans leurs habitudes alimentaires. Ce fait souligne encore l'importance d'une méthylation accrue à la base de la chaîne alimentaire. Les grands corégones des deux milieux passent progressivement d'une alimentation à base de zooplancton à un régime benthique en fonction de l'augmentation de leur taille. Le cisco et le meunier rouge se nourrissent surtout de zooplancton et de benthos respectivement, peu importe leur taille, qu'ils proviennent de réservoirs ou de lacs naturels. Dans le secteur ouest du complexe La Grande, le petit cisco de lac est la proie la plus fréquemment retrouvée dans les estomacs de grands brochets et de dorés. Le grand brochet de cette région se nourrit aussi d'une variété d'autres espèces de poissons, qu'il s'agisse d'espèces strictement non piscivores ou d'espèces strictement piscivores. En grandissant, le brochet se nourrit moins de corégoninés (cisco et corégones) et davantage de poissons piscivores, tels que de dorés, de lottes et de brochets. Ces dernières espèces peuvent représenter jusqu'à 60 % de la biomasse ingérée par les brochets de plus de 400 mm de longueur. Un tel régime alimentaire les expose à des concentrations élevées de Hg. Dans la partie est du territoire, le régime alimentaire des espèces piscivores se compose en grande partie de grands corégones, un régime qui contribue à de plus faibles concentrations de Hg.

### ***Aval des réservoirs***

Le suivi des teneurs en Hg dans les poissons du complexe La Grande a aussi démontré que le Hg est exporté en aval des réservoirs. Des études menées au complexe La Grande révèlent

que le Hg est principalement exporté par les débris organiques riches en Hg en suspension dans l'eau du réservoir, ainsi que par le plancton, les insectes aquatiques et les petits poissons. Elles suggèrent également que le potentiel d'augmentation des teneurs en Hg des poissons en aval varie selon l'importance des affluents situés en aval, en raison de leur effet de dilution. La distance en aval sur laquelle cette augmentation se produit serait fonction de la présence de grands plans d'eau (lacs ou autres réservoirs) permettant la sédimentation des débris organiques du réservoir, ou la consommation des organismes en dérive par les poissons de ces plans d'eau.

L'importance de ces grands plans d'eau en aval est corroborée par l'absence d'un effet cumulatif dans les teneurs en Hg des poissons capturés de l'amont vers l'aval, depuis le réservoir Caniapiscou jusqu'au réservoir La Grande 4, en passant par les réservoirs Fontanges et Vincelotte. Par exemple, les teneurs moyennes suivantes ont été obtenues en 1993, pour les grands corégones de longueur standardisée :  $0,35 \text{ mg kg}^{-1}$  aux réservoirs Caniapiscou, Fontanges et Vincelotte et  $0,27 \text{ mg kg}^{-1}$  à La Grande 4. Les résultats obtenus à partir de ces réservoirs indiquent bien que dans le cas d'une série de grands et profonds réservoirs se déversant les uns dans les autres, l'effet d'un réservoir sur les teneurs en Hg des poissons en aval se limite au premier réservoir situé immédiatement en aval. De plus, la distribution spatiale des teneurs en Hg des poissons à l'intérieur d'un réservoir récepteur révèle que cet effet, dans le cas des grands réservoirs, se limite à la zone située à proximité des apports en provenance du réservoir en amont.

### **Durée du phénomène d'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons**

Après avoir atteintes des valeurs maximales 5 à 9 ans après la mise en eau, les concentrations dans les grands corégones de longueur standardisée ont ensuite diminué de façon significative et graduelle dans tous les réservoirs, rejoignant des niveaux représentatifs de ceux mesurés dans les lacs naturels avoisinants après 10, 11 et 17 ans dans les réservoirs La Grande 4, Caniapiscou et Robert-Bourassa respectivement. Ces données, ainsi que l'évolution semblable des teneurs chez les meuniers rouges, suggèrent que les concentrations de Hg retournent à des niveaux normalement mesurés dans les lacs naturels de la région après 10 à 25 ans pour toutes les espèces non piscivores.

Chez les espèces piscivores, telles que le doré et le grand brochet, les concentrations en Hg ont commencé à baisser de façon significative dans tous les réservoirs du complexe

La Grande après 15 ans d'inondation. Les données provenant de plusieurs réservoirs plus anciens du Nord du Québec et du Labrador indiquent que les concentrations chez les brochets sont retournées aux niveaux mesurés dans les lacs naturels environnants entre 20 et 30 ans après l'inondation. Une durée semblable a également été observée en Finlande et dans le Nord du Manitoba. Bien que l'âge des réservoirs du complexe La Grande ne variait qu'entre 10 et 17 ans au moment de la dernière campagne de mesures, l'évolution générale des teneurs en Hg chez les espèces piscivores suit la même tendance temporelle.

Un certain nombre de processus clés responsables de l'augmentation des teneurs en Hg des poissons des réservoirs sont temporaires ou diminuent d'intensité après quelques années d'inondation. Ces processus comprennent: (1) la diffusion passive de Hg dans la colonne d'eau depuis la végétation et les sols inondés à la suite de la décomposition de la matière organique terrigène; (2) la libération d'éléments nutritifs stimulant la production autotrophe, dont les matières organiques résultantes, étant particulièrement labiles, favorisent une méthylation additionnelle de Hg; (3) l'érosion de la matière organique inondée dans la zone de marnage, qui rend disponible de fines particules organiques riches en Hg pour les organismes aquatiques filtreurs; (4) le transfert actif du Hg par les insectes aquatiques fouissant dans les sols inondés riches en MeHg; (5) le développement du périphyton sur les sols et la végétation inondés, qui favorise la méthylation du Hg et son transfert actif par les insectes aquatiques et le zooplancton s'y nourrissant.

### ***Décomposition de la matière organique terrigène et libération d'éléments nutritifs***

Le suivi de la qualité de l'eau au complexe La Grande a démontré que la décomposition intensive de la matière organique inondée est éphémère en raison de l'épuisement rapide de la matière organique facilement décomposable. Les changements de qualité de l'eau résultant de cette décomposition, comme la diminution des teneurs en oxygène dissous et l'augmentation des concentrations de CO<sub>2</sub> et de phosphore (libération d'éléments nutritifs), sont à toutes fins utiles terminés après 8 à 14 ans d'inondation selon les caractéristiques hydrauliques et morphologiques des réservoirs considérés. Des expériences d'inondation *in vitro* ont confirmé qu'à des températures typiques des eaux du complexe La Grande, la quasi-totalité du Hg libérable serait relâché en quelques années, dont la majorité dès la première année. Ces expériences démontrent de plus que seule une fraction de la partie verte de la végétation inondée (incluant les couvre-sols) est efficacement décomposée et libère une proportion importante de son contenu initial en

Hg. Les autres composantes de la végétation et des sols inondés sont constituées de substances résistantes à la dégradation biochimique et ne libèrent qu'une très faible fraction de leur contenu en Hg. Des analyses réalisées sur des troncs d'épinettes inondés pendant 55 ans dans le réservoir Gouin au Québec ont révélé une perte de moins de 1 % de leur biomasse initiale, démontrant que les composantes ligneuses de la végétation et des sols inondés demeurent à toutes fins utiles intactes même après une très longue période d'inondation.

### ***Érosion***

Des observations effectuées sur le terrain aux réservoirs du complexe La Grande ont démontré que l'érosion de la matière organique dans la zone de marnage atteignait une intensité maximale au cours des premières années et était complète après une période de 5 à 10 ans. Ainsi, la disponibilité accrue, pour les organismes aquatiques filtreurs (comme le zooplancton), de fines particules organiques en suspension, riches en Hg, est également éphémère.

### ***Transfert actif par les insectes fouisseurs et le périphyton***

Le transfert actif de MeHg depuis les sols organiques vers la colonne d'eau, par les organismes benthiques, est aussi très réduit après quelques années, puisque sur de grandes superficies de la zone de marnage des réservoirs, les sols organiques sont rapidement érodés par l'action des vagues et de la glace. Au complexe La Grande, où les sols podzoliques minces sont très répandus, une grande partie du pourtour des réservoirs est rapidement transformée en sable, gravier et roches, réduisant considérablement le transfert passif et actif du Hg depuis les sols inondés vers la colonne d'eau. En conséquence, le zooplancton et les insectes benthiques recueillis dans l'estomac des meuniers noirs du réservoir Desaulniers, situé à proximité du réservoir Robert-Bourassa, présentait, après 17 ans l'inondation, des concentrations de MeHg équivalentes à celles obtenues en lacs naturels dans les mêmes organismes. Dans la zone pélagique d'un certain nombre de réservoirs du complexe La Grande, les concentrations en Hg dans le zooplancton recueilli 8 à 10 ans après l'inondation présentaient également des niveaux de MeHg équivalents à ceux du zooplancton des lacs naturels avoisinants.

Donc, durant les toutes premières années après l'inondation, le transfert du MeHg depuis les sols et la végétation inondés vers la chaîne alimentaire du réservoir s'effectue de façon intensive par les différents processus énumérés précédemment. Après quelques années, l'intensité de tous ces processus de transfert diminue grandement, de sorte le taux de transfert de

Hg de la végétation et des sols inondés vers la chaîne alimentaire aquatique des réservoirs devient équivalent au taux de transfert des sédiments lacustres vers la chaîne alimentaire aquatique des lacs. En conséquence, les concentrations de Hg dans les poissons des réservoirs retournent graduellement à des niveaux typiques de ceux des lacs naturels de la région.

### **Facteurs morphologiques et hydrologiques influençant l'évolution des teneurs en mercure des poissons dans les réservoirs**

Le suivi réalisé au complexe La Grande montre que les concentrations en Hg des poissons de tous les réservoirs ont évolué de la même façon, bien que les teneurs maximales atteintes, de même que les taux d'augmentation et de réduction subséquente, diffèrent quelque peu d'un réservoir à l'autre. Nos résultats suggèrent que ces différences peuvent s'expliquer par un nombre limité de caractéristiques physiques et hydrologiques liées aux principaux processus identifiés comme étant responsables de l'augmentation des teneurs en Hg des poissons. Ceux-ci comprennent la superficie terrestre inondée, le volume d'eau annuel transitant dans le réservoir, la durée du remplissage et la proportion de la superficie terrestre inondée située dans la zone de marnage. Ces caractéristiques peuvent être utilisées pour obtenir une première évaluation du potentiel d'augmentation des teneurs en Hg dans les poissons de réservoirs projetés.

#### ***Rapport entre la superficie terrestre inondée et le volume d'eau annuel***

Le rapport entre la superficie terrestre inondée (en km<sup>2</sup>) et le volume d'eau annuel (en km<sup>3</sup>) qui transite dans le réservoir (rapport SI/VA), devrait fournir un bon indice du potentiel d'augmentation des teneurs en Hg dans les poissons. La superficie terrestre inondée est un indicateur de la quantité de matière organique stimulant la méthylation bactérienne, ainsi que de l'intensité de la diffusion passive et du transfert actif du Hg. Le volume annuel d'eau transitant dans un réservoir peut aussi être considéré comme un facteur clé car : (1) il constitue un indicateur de la capacité de dilution du Hg diffusé dans la colonne d'eau; (2) il joue un rôle dans le degré d'épuisement de l'oxygène dissous (on sait que les faibles teneurs en oxygène favorisent la méthylation); (3) il détermine le degré d'exportation du Hg vers l'aval d'un réservoir; (4) il joue un rôle au niveau de l'exportation d'éléments nutritifs vers l'aval d'un réservoir, qui réduit la production primaire autotrophe et, par conséquent, la méthylation additionnelle de Hg provenant de la décomposition des matières résultantes (phytoplancton et périphyton). Ainsi,

plus le rapport SI/VA est grand, plus le potentiel d'augmentation des teneurs en Hg dans les poissons devrait être élevé.

### ***Superficie terrestre inondée dans la zone de marnage***

La proportion de la superficie terrestre totale inondée située dans la zone de marnage serait un également un bon indicateur de l'ampleur et de la durée du transfert biologique actif de MeHg depuis les sols inondés jusqu'aux poissons. D'une part, elle serait un bon indicateur de l'étendue de l'érosion de la matière organique dans la zone de marnage, augmentant la quantité de fines particules organiques en suspension (riches en Hg) pouvant être filtrées par le zooplancton. D'autre part, elle indiquerait la durée du transfert de Hg par les insectes aquatiques fouissant dans les sols organiques non érodés, ainsi que par le zooplancton s'alimentant du périphyton se développant sur ces sols. Ce transfert biologique pourrait jouer un rôle significatif pendant une période prolongée (au moins 15 ans suivant des mesures *in situ*) dans des zones peu profondes, à l'abri de l'action des vagues, où la matière organique n'a pas été érodée. Par contre, dans les réservoirs du complexe La Grande, les sols inondés sont généralement très minces et rapidement érodés pour ensuite se déposer dans les zones plus profondes et froides, moins propices à la méthylation du Hg. Cette érosion réduit la surface des sols organiques inondés où le transfert biologique par les invertébrés se déroule. Ainsi, pour de tels réservoirs, plus la proportion de la superficie terrestre inondée située dans la zone de marnage est grande, plus la durée des fortes teneurs en Hg des poissons serait réduite, en raison de la courte période de transfert actif du Hg par les invertébrés benthiques.

### ***Durée de la période de remplissage***

Le temps requis pour remplir un réservoir est aussi considéré comme un facteur important pour déterminer les teneurs maximales en Hg qui seront atteintes dans les poissons à la suite de la mise en eau. Des études *in vitro* ont démontré que la libération de Hg de la matière organique inondée jusqu'à la colonne d'eau s'effectue très rapidement, la majorité du Hg étant libérée pendant les premiers mois d'inondation. Dans le cas d'un réservoir dont le remplissage s'effectue sur un certain nombre d'années, le Hg est libéré sur une période de temps plus longue, mais à un rythme plus lent. Les changements de qualité de l'eau reliés à la décomposition bactérienne ont atteint une intensité maximale après 2 à 3 ans d'inondation dans les réservoirs

remplis en moins d'un an (Robert-Bourassa et Opinaca), mais seulement après 6 à 10 ans dans le réservoir Caniapiscau, lequel a été rempli sur une période de 3 ans. Ainsi, dans les cas où les autres facteurs sont équivalents, plus le temps de remplissage est long, moins les teneurs maximales en Hg des poissons seraient élevées, mais plus la période requise pour retourner à des concentrations typiques des lacs naturels avoisinants serait longue. Le temps de remplissage est aussi un bon indicateur du taux d'érosion des sols organiques inondés pendant le remplissage, puisqu'il détermine le taux d'augmentation des niveaux d'eau. Dans un grand réservoir rempli lentement, tel que le Caniapiscau, le niveau d'eau dans la zone de marnage ne s'élève que de quelques centimètres par jour. Les vagues agissent alors sur un même niveau pendant plusieurs jours, de sorte que l'érosion des sols podzoliques minces peut être complétée pendant la période de remplissage. Pour le réservoir Caniapiscau, il semble que ce facteur ait contribué à réduire, chez le grand corégone, le temps de retour vers des concentrations de Hg typiquement mesurées dans les lacs naturels avoisinants (retour en 10 ans par rapport à 17 ans au réservoir Robert-Bourassa).

### **Risques pour la faune**

Deux espèces animales terrestres, le vison (*Mustela vison*) et le Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*), qui se nourrissent occasionnellement ou exclusivement de poissons, ont servi de modèles dans le cadre de l'étude des effets potentiels de l'augmentation des teneurs en Hg des poissons des réservoirs sur la faune.

### **Expérience sur le vison**

Mammifère partiellement piscivore, le vison est une espèce largement répandue dans le Nord du Québec. Des spécimens sauvages capturés par les trappeurs cris et des spécimens semi-domestiques ont été utilisés pour mener des études d'exposition *in vivo* et *in vitro* respectivement.

Dans le cadre d'une expérience d'exposition *in vitro*, trois groupes de visons semi-domestiques femelles ont été exposées à des diètes quotidiennes contenant 0,1, 0,5 et 1,0  $\mu\text{g g}^{-1}$  de Hg respectivement. Ces diètes étaient préparées à l'aide de poissons de réservoirs, de sorte que le Hg étaient principalement ingéré sous forme de MeHg. Les résultats révèlent qu'aucun effet n'a pu être observé chez les groupes de visons exposés à des diètes quotidiennes de 0,1 et

0,5  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Par contre, une diminution du taux de fertilité, ainsi qu'une mortalité importante (touchant le 2/3 des animaux), combinée à des signes de toxicité neurologique, ont été observées après 3 mois ou plus d'exposition à une diète quotidienne de 1,0  $\mu\text{g g}^{-1}$ .

Puisque les concentrations moyennes de Hg enregistrées dans tous les tissus des visons sauvages capturés dans le Nord du Québec sont bien inférieures aux valeurs correspondantes mesurées dans les tissus du groupe de visons semi-domestiques exposés à une diète quotidienne de 0,1  $\mu\text{g g}^{-1}$  de Hg, la diète des visons sauvages de cette région doit également être bien inférieure à cette valeur. Le risque que présente le MeHg pour les populations de visons habitant les milieux naturels du Nord du Québec est donc très faible malgré l'augmentation de la charge de Hg dans l'environnement depuis les 60 dernières années.

Pour les populations de visons vivant à proximité des berges des réservoirs du complexe La Grande, le risque semble également faible puisque ces grands plans d'eau, aux fluctuations de niveau importantes et contraires aux cycles saisonniers naturels, offrent peu de possibilité au vison adulte territorial d'y trouver un habitat permanent convenable. Cependant, les berges le long de la voie de dérivation Boyd-Sakami peuvent offrir au vison un habitat plus approprié, n'étant pas soumises à de fortes variations du niveau des eaux.

Les teneurs moyennes en Hg des poissons capturés le long de cette voie de dérivation ont augmenté par un facteur moyen de 5 par rapport aux teneurs observées dans les poissons des lacs naturels de la région. En assumant que les concentrations dans la diète des visons vivant en bordure de la dérivation augmentent proportionnellement à celles des poissons de ce secteur, les teneurs en Hg dans la diète des visons sauvages demeureraient inférieures à 0,5  $\mu\text{g g}^{-1}$ . Les risques pour les populations de visons sauvages habitant à proximité de la dérivation Boyd-Sakami seraient donc également faibles puisqu'aucun effet n'a été observé chez les visons exposés à une diète quotidienne de 0,5  $\mu\text{g g}^{-1}$  de Hg. De plus, la diète estimée pour les visons sauvages de ce secteur est également bien en deçà de la dose de 1,0  $\mu\text{g g}^{-1}$  de Hg à laquelle des effets ont été observés. Cette évaluation du risque pour les visons sauvages du secteur Boyd-Sakami est conservatrice, car les teneurs en Hg dans les tissus des visons capturés en bordure de la voie de dérivation de la rivière Churchill, au Manitoba, avaient augmenté par un facteur

moindre que celui des poissons. De nombreux facteurs biologiques, écologiques et environnementaux auraient contribué à réduire l'exposition des visons sauvages au Hg.

Les poissons des réservoirs qui remontent dans les tronçons accessibles des tributaires de ces réservoirs pour se reproduire, peuvent constituer une source additionnelle d'exposition au MeHg pour les visons habitant à proximité de ces cours d'eau. Dans de telles situations, les poissons qui remontent du réservoir avoisinant seraient dilués parmi la population locale de ces cours d'eau. De plus, les poissons des réservoirs ne séjourneraient dans ces milieux que durant la période de reproduction au printemps ou à l'automne. Le risque pour les populations de visons sauvages associé à de tels mouvements serait donc moindre que celui estimé pour les populations habitant le secteur de la dérivation Boyd-Sakami.

### ***Succès de reproduction des Balbuzards pêcheurs***

Le succès de reproduction chez les Balbuzards pêcheurs nichant à proximité des réservoirs du complexe La Grande a aussi fait l'objet d'une étude car cette espèce constitue un excellent modèle pour évaluer les effets potentiels de l'augmentation des teneurs en Hg des poissons sur la faune avienne. En effet, cette espèce essentiellement piscivore doit compter sur une vision et une coordination neuro-motrice extrêmement efficaces pour nourrir sa progéniture, des fonctions particulièrement sensibles à l'intoxication au Hg. À l'exception des œufs, qui sont habituellement pondus lorsque les réservoirs sont encore recouverts de glace, les teneurs en Hg total de tous les tissus prélevés chez les adultes et les aiglons étaient considérablement plus élevées chez les individus nichant près des réservoirs, que chez ceux habitant près des milieux aquatiques naturels. Les plumes des oiseaux adultes et des oisillons recueillies à proximité des réservoirs contenaient 3,5 et 5 fois plus de Hg total respectivement que celles des oiseaux provenant d'habitats naturels. En moyenne, les plumes contenaient  $16,5 \text{ mg kg}^{-1}$  (poids humide) de Hg total chez les Balbuzards pêcheurs adultes des habitats naturels comparativement à  $58,1 \text{ mg kg}^{-1}$  chez ceux des réservoirs avoisinants. Une tendance similaire a été observée dans le plumage des aiglons âgés de 35 à 45 jours, alors que des concentrations moyennes de  $7,0 \text{ mg kg}^{-1}$  ont été obtenues chez ceux élevés près dans les habitats naturels par rapport à  $37,4 \text{ mg kg}^{-1}$  pour ceux élevés à proximité des réservoirs. Malgré une exposition au Hg total nettement plus élevée chez les Balbuzards pêcheurs qui s'alimentent dans les réservoirs, le nombre d'œufs pondus, ainsi que le nombre de jeunes élevés jusqu'à l'âge où ils quittent le nid, n'étaient pas

statistiquement différents entre les nids situés à proximité des réservoirs et ceux retrouvés près des lacs et rivières naturels. Ces résultats indiquent que l'augmentation des teneurs en Hg des poissons des réservoirs du complexe La Grande n'a pas affecté le potentiel reproducteur des populations de Balbuzards pêcheurs de la région.

Nos résultats indiquent que la croissance des plumes, tant chez les oiseaux adultes en mue que chez les oisillons, constitue un bon mécanisme d'excrétion du Hg. En effet, le plumage des jeunes âgés de 5 à 7 semaines contient environ 86 % de la charge corporelle totale de Hg, excluant les autres tissus qui contiennent de la kératine, comme le bec et les griffes, pour lesquels la teneur en Hg total n'a pas été mesurée. Néanmoins, le succès de reproduction des Balbuzards pêcheurs qui font leur nid à proximité des réservoirs, malgré une forte hausse des teneurs en Hg dans leurs tissus, ne peut s'expliquer uniquement par la mue partielle que subissent les oiseaux adultes durant l'été. Plusieurs études ont démontré que la déméthylation du MeHg constitue une voie de désintoxication importante chez les oiseaux de proie. Ainsi, malgré un niveau d'exposition élevé occasionné par leur position en tant que dernier maillon de la chaîne alimentaire, ces oiseaux tolèrent mieux le MeHg qu'on le croyait auparavant.

## **Conclusion**

Bien que les questions concernant les sources et le devenir du Hg dans les écosystèmes aquatiques naturels et aménagés du Nord du Québec n'aient pas toutes été élucidées, les résultats de plus de 10 années de recherches et de plus de 20 ans de suivi environnemental ont permis de bien comprendre les principaux processus biogéochimiques qui entrent en jeu. Ils ont également permis de bien définir l'ampleur et la durée du phénomène d'augmentation des teneurs en Hg des poissons à la suite de la création de réservoirs hydroélectriques. Bien que le risque associé à cette augmentation semble faible pour le vison et le Balbuzard pêcheur, il demeure peu connu pour les autres espèces fauniques piscivores.

En ce qui concerne les risques à la santé des consommateurs de poissons, l'augmentation des teneurs en Hg des poissons des réservoirs était telle, qu'une consommation régulière de poissons piscivores de ces milieux aurait entraîné des niveaux d'exposition supérieurs à ceux généralement recommandés par les organismes de santé publique. Les aspects de santé publique n'ont pas été traités dans le cadre de cette monographie car, en vertu de la Convention de la Baie James sur le mercure, signée en 1986 par le Gouvernement du Québec, les Cris du Québec, la

Société d'énergie de la Baie James et Hydro-Québec, le volet santé était sous la responsabilité du Conseil cri de la santé et des services sociaux de la Baie James. Dans le cadre de cette convention, le niveau d'exposition au Hg des Cris du territoire de la Baie James a fait l'objet d'un suivi et plusieurs mesures d'atténuation ont été mises en œuvre pour permettre aux Cris de poursuivre leurs activités traditionnelles tout en réduisant les risques à la santé. Parmi ces mesures, il faut mentionner le financement de pêches communautaires dans des régions où les teneurs en Hg des poissons sont faibles, ainsi que divers aménagements favorisant la production et la récolte d'espèces fauniques non piscivores, à faible teneur en Hg.

Il est clair que dans le cadre de tout nouveau projet de développement hydroélectrique, on devra favoriser les schémas d'aménagement minimisant la hausse des teneurs en mercure des poissons et prévoir la mise en œuvre d'un programme de gestion du risque à la santé. Mais au delà de cette considération, il semble également évident que pour prévenir tout nouveau risque à la santé relié à la consommation de poissons contaminés au Hg, qu'ils proviennent de lacs naturels ou de jeunes réservoirs, la solution ultime réside dans la réduction des émissions anthropiques de Hg, à cause desquelles de plus en plus de Hg est aéroporté sur de grandes distances et incorporé aux écosystèmes terrestres et aquatiques des régions très éloignées des sources d'émissions.