

Évolution temporelle des concentrations de mercure dans les plumes d'oiseaux de proie au Québec

Louise Champoux, Jean Rodrigue, Guy Fitzgerald et François Bilodeau

Volume 139, numéro 1, hiver 2015

Les oiseaux de proie

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/1027672ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/1027672ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

La Société Provancher d'histoire naturelle du Canada

ISSN

0028-0798 (imprimé)

1929-3208 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Champoux, L., Rodrigue, J., Fitzgerald, G. & Bilodeau, F. (2015). Évolution temporelle des concentrations de mercure dans les plumes d'oiseaux de proie au Québec. *Le Naturaliste canadien*, 139(1), 65–73.
<https://doi.org/10.7202/1027672ar>

Résumé de l'article

Des analyses de mercure ont été effectuées sur des plumes de 7 espèces d'oiseaux de proie récoltées au Québec entre les années 1906 à 2002. Une diminution temporelle des concentrations a été observée chez les aigles royaux et les autours des palombes. Chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés à proximité des réservoirs hydroélectriques, une diminution des concentrations de mercure d'environ 33 % est observée entre 1989-1991 et 1997. Cette diminution serait liée à la baisse des concentrations de mercure chez les poissons vivant dans les réservoirs. Les espèces se nourrissant dans les milieux aquatiques, le pygargue à tête blanche et le balbuzard pêcheur, présentent des concentrations de mercure de 2 à 30 fois plus élevées que celles qui s'alimentent en milieux terrestres. Chez le pygargue à tête blanche, les concentrations apparaissent élevées et augmentent avec l'âge des oiseaux échantillonnés.

Évolution temporelle des concentrations de mercure dans les plumes d'oiseaux de proie au Québec

Louise Champoux, Jean Rodrigue, Guy Fitzgerald et François Bilodeau

Résumé

Des analyses de mercure ont été effectuées sur des plumes de 7 espèces d'oiseaux de proie récoltées au Québec entre les années 1906 à 2002. Une diminution temporelle des concentrations a été observée chez les aigles royaux et les autours des palombes. Chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés à proximité des réservoirs hydroélectriques, une diminution des concentrations de mercure d'environ 33 % est observée entre 1989-1991 et 1997. Cette diminution serait liée à la baisse des concentrations de mercure chez les poissons vivant dans les réservoirs. Les espèces se nourrissant dans les milieux aquatiques, le pygargue à tête blanche et le balbuzard pêcheur, présentent des concentrations de mercure de 2 à 30 fois plus élevées que celles qui s'alimentent en milieux terrestres. Chez le pygargue à tête blanche, les concentrations apparaissent élevées et augmentent avec l'âge des oiseaux échantillonnés.

MOTS CLÉS : Évolution temporelle, mercure, oiseaux de proie, plumes, Québec

Abstract

Feathers collected from 7 raptor species in Québec between 1906 and 2002 were screened for mercury. The concentrations found in golden eagle and northern goshawk feathers decreased over time. In addition, over the 6- to 8-year period between 1989-1991 and 1997, a 33% decrease in mercury levels was observed in feathers collected from osprey chicks reared in nests close to hydroelectric reservoirs. This decrease is likely linked to a reduction in the mercury levels in the tissues of fish within the reservoirs. In general, however, feathers from bald eagles and ospreys, which feed in aquatic environments, showed mercury levels from 2 to 30 times higher than those from species foraging in terrestrial environments. In the case of the bald eagle, mercury levels were high and the concentration increased with the age of the birds.

KEYWORDS: birds of prey, feather analysis, mercury, Québec, temporal changes

Introduction

La contamination des écosystèmes terrestre et aquatique par les métaux lourds résulte souvent des activités industrielles et urbaines. Depuis l'époque préindustrielle, les émissions anthropogéniques de mercure ont fait doubler les taux de déposition du mercure atmosphérique (Hylander et Meili, 2003). Le méthylmercure, la forme de mercure organique la plus stable, biodisponible et toxique, peut affecter le système nerveux et la reproduction, causant notamment des lésions au cerveau et la mort des embryons chez plusieurs espèces, dont le faucon émerillon (*Falco columbarius*; Wolfe et collab., 1998; Scheuhammer et collab., 2007; Shore et collab., 2011).

Les organismes accumulent le méthylmercure en provenance principalement de leur nourriture. Les organismes situés aux niveaux supérieurs des chaînes trophiques accumulent davantage de substances toxiques telles que le mercure en raison du phénomène de la bioamplification, soit l'augmentation des concentrations avec le niveau trophique (Wiener et collab., 2002). Chez les oiseaux, le méthylmercure ingéré est accumulé dans les organes internes puis éliminé soit dans les fèces ou transporté par le sang vers les plumes en croissance et les œufs (Furness et collab., 1986; Braune et

Gaskin, 1987; Hughes et collab., 1997). La quantité de mercure dans les plumes reflète la concentration sanguine de mercure au moment de leur croissance (Westermarck et collab., 1975; Braune et Gaskin, 1987; Burger, 1993). Une fois la croissance terminée, la plume devient physiologiquement séparée de l'oiseau (Appelquist et collab., 1984). Les plumes sont généralement remplacées une fois par année, mais l'endroit, le moment de la mue et l'ordre dans lequel les plumes sont remplacées diffèrent selon l'espèce. Cette chronologie a un impact sur la concentration de mercure dans ces phanères. Les premières plumes remplacées contiennent des concentrations supérieures, tandis que celles remplacées en dernier montrent des concentrations plus faibles au fur et à mesure que la concentration de mercure dans le sang diminue (Furness et collab., 1986; Braune et Gaskin, 1987).

LOUISE CHAMPOUX et JEAN RODRIGUE sont biologistes à Environnement Canada. GUY FITZGERALD est vétérinaire à la Faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal et FRANÇOIS BILODEAU est biologiste pour Hydro-Québec Production.

jean.rodrigue@ec.gc.ca

Les plumes d'oiseaux sont souvent utilisées pour surveiller les concentrations de mercure dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (Dauwe et collab., 2003; Lodenius et Solonen, 2013). Facilement recueillies, les plumes peuvent être prélevées sans nuire à la santé de l'oiseau. De plus, comme le mercure lié à la kératine des plumes est stable, il est possible de comparer les concentrations de mercure chez des oiseaux récemment récoltés avec ceux obtenus à partir de spécimens conservés dans les musées d'histoire naturelle depuis plusieurs années (Appelquist et collab., 1984; Burger, 1993).

Au Québec, des concentrations élevées de mercure ont été signalées chez les balbuzards pêcheurs (*Pandion haliaetus*) vivant à proximité de jeunes réservoirs hydroélectriques (DesGranges et collab., 1998; 1999), des plongeurs huard (Gavia immer) nichant sur les lacs laurentiens (Champoux et collab., 2006) et chez les grands hérons (*Ardea herodias*) se reproduisant le long du fleuve Saint-Laurent (Champoux et collab., 2009; DesGranges et collab., 2009). Ces données se rapportent à l'écosystème aquatique et très peu de données sont disponibles sur la contamination en mercure de l'écosystème terrestre. Le principal objectif de cette étude est de documenter les niveaux et les changements temporels dans les concentrations de mercure entre 1906 et 2002 chez les oiseaux de proie vivant dans les écosystèmes terrestres et aquatiques au Québec. La variation intra-individu des concentrations de mercure entre différentes plumes a aussi été examinée. Les espèces étudiées sont : l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*), le balbuzard pêcheur, la chouette rayée (*Strix varia*), le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) et le pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*).

Matériel et méthodes

Des plumes ont été prélevées sur des peaux scientifiques d'oiseaux recueillis au Québec entre les années 1906 et 1994 et conservées dans les musées de la province (202 échantillons/825, 24,5 % du total analysé). Les 4^e et 5^e rémiges primaires de l'aile gauche ont généralement été coupées. La date de la collecte de l'oiseau, son âge et son sexe ont été notés. À notre connaissance, aucun des échantillons recueillis n'a été préservé en utilisant un produit contenant du mercure. Des échantillons plus récents ont été recueillis sur les oiseaux soumis à l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP, 135/825, 16,4 %), de l'inventaire quinquennal du faucon pèlerin effectué par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec (MDDEFP) ou capturés accidentellement par les trappeurs puis remis au MDDEFP, (68/825, 8,2 %). Les données d'une étude du Service canadien de la faune (SCF) et d'Hydro-Québec (HQ) sur les balbuzards pêcheurs dans le nord du Québec (DesGranges et collab., 1998; 1999) ont également été obtenues (375/825, 45,5 %), ainsi que d'autres échantillons provenant de diverses sources (45/825, 5,5 %). Les

4^e et 5^e rémiges primaires de l'aile gauche ont généralement été récoltées, tandis que des plumes d'adultes ont également été trouvées au sol près des nids. La seule exception est la collecte de plumes chez les jeunes balbuzards pêcheurs, qui consistait en un mélange de diverses plumes (4^e et 5^e rémiges primaires et secondaires et 2 plumes de couverture de chaque aile, 2 rectrices et 8 plumes du corps). L'âge d'oiseaux de certaines espèces a été déterminé en utilisant une clef d'identification (Ricard et Bouchard, 2011). Chez 11 oiseaux adultes, toutes les primaires d'une même aile ont été récoltées, numérotées et analysées séparément afin d'estimer la variabilité des concentrations de mercure dans les différentes plumes d'un même individu. De même, chez 6 jeunes balbuzards pêcheurs, différentes plumes (primaires, rectrices, secondaires, du corps et mélange de diverses plumes) ont aussi été recueillies et analysées séparément.

Toutes les plumes recueillies ont été placées dans un sac (Whirl-pak), puis conservées à température ambiante. Les plumes ont été lavées en utilisant la procédure standard (Triton X-100, de l'acétone et de l'eau déminéralisée), séchées à l'air dans une station propre puis hachées et mélangées. Le Centre national de la recherche faunique (CNRF, Ottawa, Ontario) a fait la majorité des analyses (45 %), suivi d'Analex Inc. (Laval, Québec, 35 %) et de Fenwick Laboratories (Halifax, Nouvelle-Écosse, 20 %). Le laboratoire Analex a analysé presque exclusivement des échantillons de balbuzards pêcheurs (98,6 %). Les méthodologies utilisées par les 3 laboratoires étaient semblables (Environnement Canada, 1979; 1986; Neugebauer et collab., 2000) et le contrôle de qualité était assuré par le CNRF. En général, l'échantillon a subi une digestion dans un mélange 1 : 2 d'acide nitrique et d'acide sulfurique à 70 °C, puis mis en contact avec le persulfate de potassium et le permanganate de potassium, pour compléter l'oxydation des composés organo-mercuriques. Une solution de sulfate d'hydroxylammonium a été utilisée pour neutraliser les oxydants en surplus. Le chlorure stanneux a ensuite été ajouté pour réduire le mercure à sa forme élémentaire.

Le mercure a été dosé à l'aide d'un spectromètre à absorption atomique 3030-AAS (Perkin-Elmer) à vapeur froide équipé d'un générateur hybride VGA 76 (Varian) et d'un échantillonneur automatique CFP-55 (Neugebauer et collab., 2000). Des blancs ont été inclus et des échantillons ont été analysés en duplicata et triplicata. Les coefficients de variation des analyses effectuées en duplicata et en triplicata étaient respectivement de 6,9 % (n = 39) et de 5,7 % (n = 15). La précision des analyses a été vérifiée par l'analyse de matériaux de référence certifiés (DORM-1) provenant du Conseil national de recherches du Canada. Le pourcentage de récupération des mêmes échantillons certifiés était de 99 % chez Fenwick, de 95 % chez Analex et de 98 % pour le CNRF. Les échantillons analysés présentaient tous des concentrations de mercure supérieures à la limite de quantification de la méthode (1 µg/kg).

Les concentrations de mercure dans les plumes n'étaient pas distribuées normalement et les données ont été transformées en utilisant la transformation log10. Les valeurs aberrantes ont été identifiées à l'aide du test de Grubbs (Grubbs, 1969). Les individus ont été séparés en 3 classes d'âge : adultes pour les individus capturés après l'année d'éclosion; juvéniles pour les individus capturés durant leur année d'éclosion, mais ayant quitté le nid; et jeunes pour les individus capturés au nid. La période temporelle a aussi été divisée en 4 classes d'environ 25 années. Des régressions linéaires simples ont été effectuées pour détecter les tendances temporelles. Des analyses de variance suivies d'un test de Tukey ont été effectuées pour détecter des différences entre les sexes, les classes d'âge, les périodes et les types de plumes, lorsque le nombre de spécimens le permettait. Les résultats étaient considérés significatifs lorsque $p \leq 0,05$. Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP10 (SAS, 2012). Les échantillons analysés étaient généralement composés d'un seul individu. Seulement 10 échantillons (1,3 %) étaient des regroupements de plumes d'adultes de balbuzard pêcheur trouvées au pied de 2 ou 3 nids. Lorsque plus d'une plume a été analysée pour un même individu, la moyenne des concentrations des 4^e et 5^e primaires a été utilisée. Sur les 825 échantillons recueillis, 655 ont été utilisés pour les analyses temporelles et les comparaisons entre les groupes (comparaisons intra et inter-espèces). Les autres échantillons ont servi uniquement pour la comparaison intra-individus des concentrations de mercure entre les divers types de plumes.

Résultats

Comparaisons intra-espèces et inter-espèces

Les concentrations moyennes en mercure les plus élevées sont observées chez l'aigle royal, le balbuzard pêcheur

et le pygargue à tête blanche (tableau 1). Les concentrations moyennes en mercure chez le balbuzard pêcheur et le pygargue à tête blanche sont de 2 à 4 fois supérieures à celles de l'aigle royal et du faucon pèlerin et de 6 à 30 fois supérieures à celles de l'autour des palombes, du grand-duc d'Amérique et de la chouette rayée. Aucune espèce ne montre de différence des concentrations en mercure entre les sexes ou entre les types de plumes ($p > 0,05$, données non présentées). Les aigles royaux adultes et les autours des palombes juvéniles montrent des différences entre les périodes (tableau 1) et des diminutions dans le temps (figure 1). Aucune autre espèce ne montre de tendance temporelle à long terme (1906-2002).

Chez le pygargue à tête blanche, en sélectionnant uniquement les individus dont l'âge a pu être déterminé précisément, on obtient une relation croissante entre l'âge et la concentration en mercure ($p = 0,02$; figure 2).

Les spécimens de balbuzard pêcheur ont été séparés en 2 groupes, ceux des milieux naturels et ceux des milieux aménagés ou réservoirs hydroélectriques, afin de tenir compte de l'effet de la mise en eau des réservoirs sur les concentrations de mercure. Les individus vivant en bordure des jeunes réservoirs présentent des concentrations 3 à 4 fois plus élevées que ceux des milieux naturels ($t = 15,4$, $p < 0,0001$). Chez le balbuzard pêcheur des milieux naturels, les juvéniles et les jeunes de la période 1981-2002 présentent des concentrations de mercure plus faibles que celles des adultes (tableau 1; $F_{3,175} = 6,2$, $p < 0,001$). Chez le balbuzard pêcheur des réservoirs, les concentrations de mercure des jeunes de la période 1981-2002 sont aussi plus faibles que celles des adultes (tableau 1; $F_{1,162} = 9,3$, $p = 0,003$). Chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés en bordure des réservoirs, on observe une diminution des concentrations de mercure dans le temps ($F_{1,104} = 4,09$, $p = 0,05$). Entre les échantillonnages de 1989-1991 et de 1997, la concentration moyenne de mercure chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés en bordure des réservoirs est

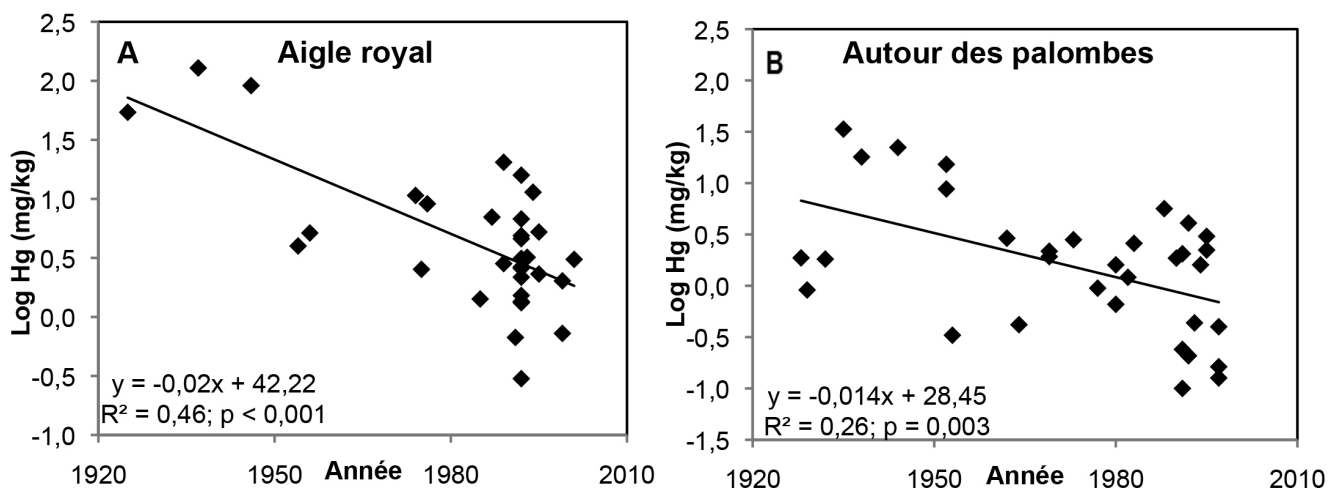


Figure 1. Tendances temporelles des concentrations de mercure dans les plumes A) d'aigles royaux adultes et B) d'autours des palombes juvéniles au Québec.

Tableau 1. Concentration de mercure (mg/kg poids sec) dans les plumes de différentes espèces d'oiseaux de proie au Québec en fonction de l'âge et de la période.

Année	Adulte ¹		Juvénile		Jeune	
	médiane (nb)	moyenne ± et	médiane (nb)	moyenne ± et	médiane (nb)	Moyenne ± et
Aigle royal (<i>Aquila chrysaetos</i>)						
1906-1930	54,2 (1)	54,1 ^a	–	–	–	–
1931-1955	91,2 (3)	74,6 ± 63,9 ^a	–	–	–	–
1956-1980	7,12 (4)	6,86 ± 3,71 ^{ab}	–	–	–	–
1981-2002	2,74 (24)	4,48 ± 4,93 ^b	3,49 (4)	3,46 ± 1,68	9,48 (1)	9,48
Autour des palombes (<i>Accipiter gentilis</i>)						
1906-1930	4,37 (3)	3,57 ± 2,02 ^a	1,39 (2)	1,39 ± 0,68 ^{ab}	–	–
1931-1955	0,87 (2)	0,87 ± 0,66 ^a	15,24 (7)	14,3 ± 11,8 ^a	7,26 (2)	7,26 ± 2,02
1956-1980	1,69 (8)	1,62 ± 1,12 ^a	1,76 (8)	1,68 ± 0,95 ^{ab}	–	–
1981-2002	1,57 (12)	2,91 ± 2,80 ^a	1,41 (16)	1,62 ± 1,62 ^b	–	–
Faucon pèlerin (<i>Falco peregrinus</i>)						
1906-1930	–	–	–	–	–	–
1931-1955	17,0 (2)	17,0 ± 21,6	4,54 (3)	13,2 ± 17,8	–	–
1956-1980	16,6 (1)	16,6	0,57 (1)	0,57	–	–
1981-2002	5,48 (3)	5,45 ± 2,06	1,27 (3)	1,42 ± 0,71	2,74 (6)	3,81 ± 3,26
Chouette rayée (<i>Strix varia</i>)						
1906-1930	0,97 (1) ²	–	–	–	–	–
1931-1955	1,67 (16)	1,64 ± 0,79 ^a	1,83 (2)	1,83 ± 0,61	–	–
1956-1980	2,21 (5)	2,42 ± 1,24 ^a	–	–	–	–
1981-2002	1,35 (7)	1,66 ± 0,81 ^a	0,44 (2)	0,44 ± 0,10	–	–
Grand-duc d'Amérique (<i>Bubo virginianus</i>)						
1906-1930	2,26 (4)	2,52 ± 1,65 ^a	–	–	–	–
1931-1955	3,58 (24)	5,78 ± 8,13 ^a	2,02 (4)	3,39 ± 3,18	–	–
1956-1980	3,63 (21)	4,99 ± 5,03 ^a	–	–	–	–
1981-2002	2,07 (30)	4,85 ± 7,75 ^a	3,97 (2)	3,97 ± 4,49	0,64 (2)	0,64 ± 0,69
Pygargue à tête blanche (<i>Haliaeetus leucocephalus</i>)						
1906-1930	290,0 (1)	290,0 ³	3,71 (1)	3,71	–	–
1931-1955	27,4 (3)	31,6 ± 26,8 ^a	–	–	–	–
1956-1980	6,51 (2)	6,51 ± 0,59 ^a	7,29 (2)	7,29 ± 7,20	–	–
1981-2002	16,0 (35)	30,5 ± 33,8 ^{a/x}	4,78 (4)	12,0 ± 17,0 ^x	25,7 (2)	25,7 ± 33,0 ^x
Balbusard pêcheur (<i>Pandion haliaetus</i>) (milieux naturels)						
1906-1930	11,8 (2)	11,8 ± 2,4 ^a	–	–	–	–
1931-1955	13,3 (4)	14,3 ± 13,4 ^a	14,6 (2)	14,6 ± 14,2 ^a	–	–
1956-1980	21,7 (4)	25,0 ± 15,4 ^a	10,1 (2)	10,1 ± 5,5 ^a	–	–
1981-2002	12,2 (77)	14,9 ± 12,7 ^{a/x}	4,53 (12)	6,86 ± 8,08 ^{a/y}	6,00 (89)	8,52 ± 6,73 ^y
Balbusard pêcheur (<i>Pandion haliaetus</i>) (milieux aménagés)						
1981-2002	42,2 (60)	56,9 ± 45,7 ^x	–	–	29,5 (104)	32,9 ± 19,2 ^y

¹. La définition des groupes d'âge est donnée dans le texte. ²: âge inconnu; ³: valeur extrême exclue; –: pas d'échantillons. Les valeurs pour la même espèce sur une même colonne suivies de la même lettre (a ou b), ou sur une même ligne (x ou y) ne sont pas différentes (Test de Tukey, p > 0,05).

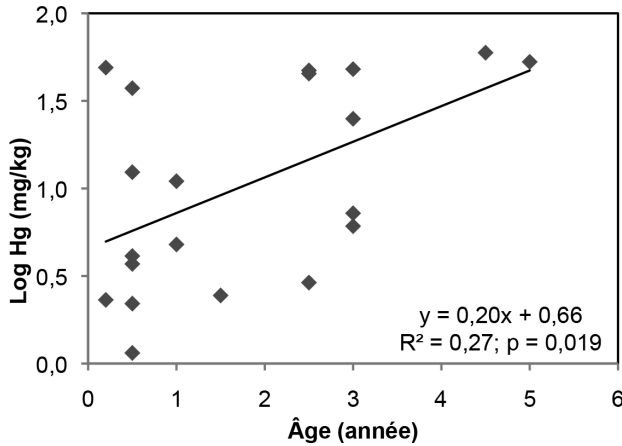


Figure 2. Concentration de mercure dans les plumes de pygargues à tête blanche du Québec en fonction de l'âge.

passée de 36,6 mg/kg à 23,1 mg/kg, une diminution d'environ 33 % (tableau 2). Les jeunes balbuzards pêcheurs des milieux naturels montreraient une légère augmentation du mercure dans le temps ($F_{1,89} = 4,6, p = 0,04$). Cette différence n'est cependant basée que sur quelques individus et n'est probablement pas significative du point de vue écologique.

Comparaisons intra-individus

La figure 3 présente les concentrations de mercure dans différents types de plumes chez 11 adultes de différentes espèces et 6 jeunes balbuzards pêcheurs. Les coefficients de variation des concentrations de mercure entre les 10 primaires gauches chez l'aigle royal et le grand-duc d'Amérique varient entre 24 % et 38 %, tandis que ceux du pygargue à tête blanche et du balbuzard pêcheur varient de 18 % à 119 % selon les individus (figure 3). Les concentrations maximales sont observées dans les primaires #6 et #9 pour les 2 aigles royaux, #2 et #6 pour les 2 grands-ducs, #3, #1 et #1 pour les 3 pygargues et #2, #7, #2 et #2 pour les 4 balbuzards. Chez les jeunes balbuzards pêcheurs, pour divers types de plumes, les coefficients de variations sont plus faibles que ceux observés chez les adultes de toutes espèces (figure 3). Les concentrations maximales sont observées principalement dans les mélanges de plumes, de même que dans les rectrices et les secondaires.

Discussion

Comparaisons intra-espèces et inter-espèces

La majorité des valeurs élevées ont été observées durant la période 1925-1945, la seule exception étant les balbuzards pêcheurs nichant en bordure des réservoirs. Head et collab. (2011) ont observé le même phénomène dans les Grands Lacs. Une des principales sources de mercure de la fin du 19^e au début du 20^e siècle en Amérique du Nord était son utilisation pour l'extraction du minerai d'or et d'argent, qui a entraîné une contamination à grande échelle (Wiener et collab., 2002). Pour cette raison, les valeurs très élevées observées au début du siècle dernier nous semblent valides et ont été conservées. Le

Tableau 2. Concentration de mercure (mg/kg poids sec) dans les plumes de jeunes balbuzards pêcheurs du Nord du Québec en 1989-1991 et 1997, et vivant à proximité de réservoirs hydroélectriques.

Milieu	1989-1991 moyenne ± écart-type (n)	1997 moyenne ± écart-type (n)
Détournement Boyd-Sakami	22,8 ± 9,7 (8)	18,0 ± 5,6 (5)
Réservoir Robert-Bourassa	36,5 ± 18,7 (44)	22,2 ± 9,6 (6)
Réservoir LG3	74,3 ± 23,4 (3)	27,5 ± 14,1 (3)
Réservoir LG4	9,5 ± 1,3 (3)	-
Réservoir Opinaca	40,6 ± 14,7 (21)	25,0 ± 5,2 (10)
Milieux aménagés (total)	36,6 ± 19,4 (79)	23,1 ± 9,0 (24)

niveau de base normal de mercure dans les plumes d'oiseaux de proie se situe entre 1 et 5 mg/kg (Scheuhammer, 1991). Comme les plumes représentent une route d'élimination, non un organe cible, leur utilisation pour établir des niveaux d'effets toxiques doit être faite avec prudence (Wolfe et collab., 1998). Des concentrations supérieures à 20 mg/kg dans les plumes devraient être considérées comme à risque de subir des effets toxiques, bien que les oiseaux piscivores soient naturellement exposés à des concentrations plus élevées que d'autres situés plus bas dans la chaîne trophique (Thompson, 1996; Scheuhammer et collab., 2008). Alors qu'une concentration de mercure dans les plumes de 40 mg/kg est associée à des effets néfastes chez le plongeon huard, la même concentration ne semblait pas associée à des effets sur la reproduction chez le pygargue à tête blanche en Colombie-Britannique (Weech et collab., 2006; Shore et collab., 2011). Au Québec, aucune différence n'a été observée entre le nombre de jeunes élevés en bordure des réservoirs et dans des milieux non aménagés, malgré de très fortes concentrations en mercure mesurées dans les plumes chez les balbuzards pêcheurs nichant près des réservoirs (DesGranges et collab., 1999). L'élimination du mercure dans les plumes de même que la capacité de transformer le méthylmercure en une forme de mercure moins toxique, un mécanisme de désintoxication présent chez certains oiseaux de proie (Norheim et Frosliie, 1978; Scheuhammer et collab., 2008) peut expliquer cette absence de différence entre ces 2 types de milieux.

Lodenius et Solonen (2013) ont compilé les concentrations de mercure dans les plumes de plusieurs espèces d'oiseaux de proie aquatiques et terrestres en provenance de plusieurs études en Europe, au Moyen-Orient et en Amérique du Nord; les concentrations moyennes de mercure rapportées se rapprochent assez de celles de cette étude. Comme pour plusieurs autres études sur les oiseaux de proie, aucune différence dans les concentrations de mercure dans les plumes entre les sexes n'a été constatée ici (Burger, 1993; Castro et collab., 2011; Martínez et collab., 2012). Les concentrations en mercure dans les plumes des aigles royaux au Québec sont supérieures à celles des aigles royaux capturés au Montana

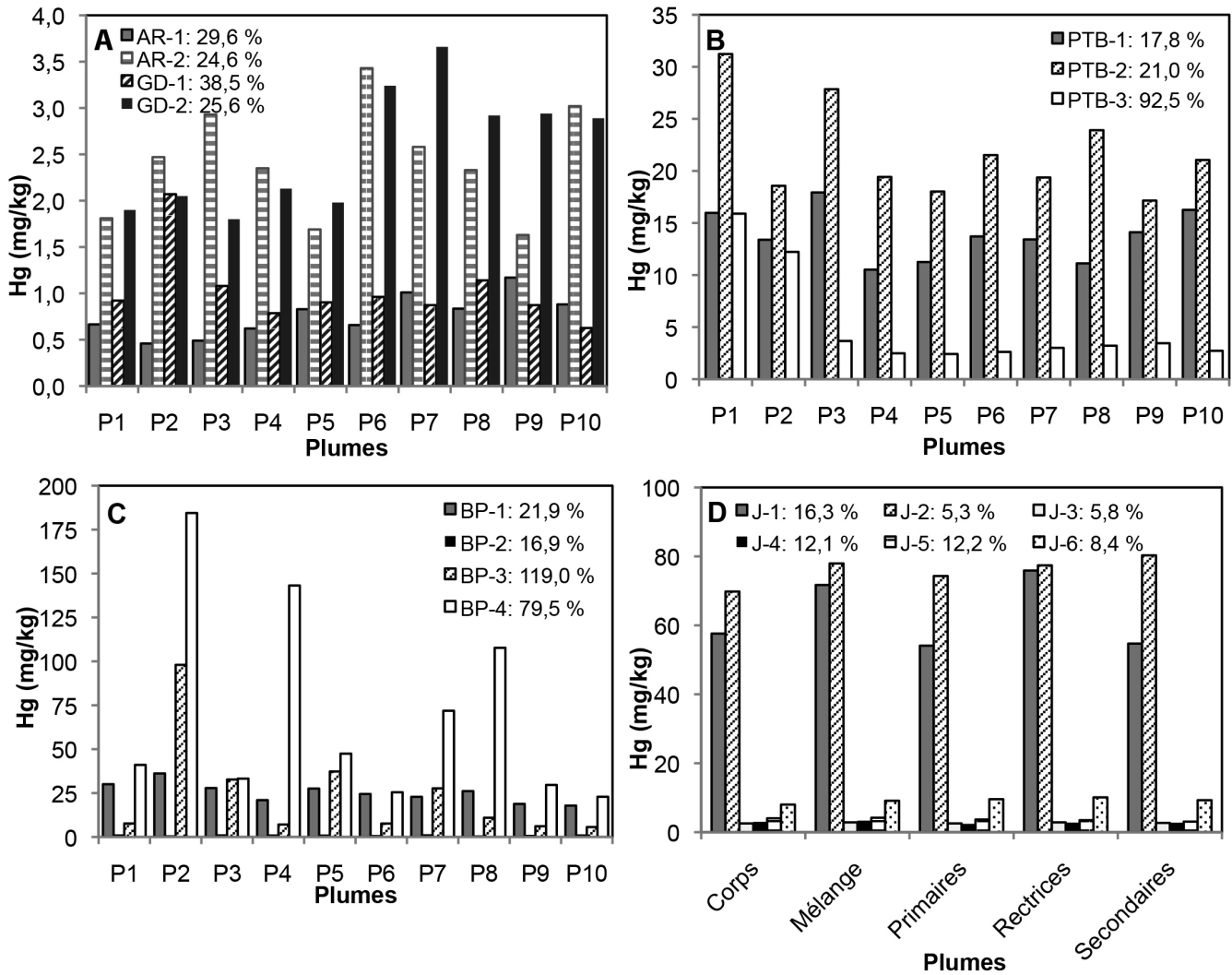


Figure 3. Concentration de mercure et coefficients de variation dans les 10 primaires de 11 oiseaux de proie adultes (A : 2 aigles royaux (AR) et 2 grands-ducs d'Amérique (GD); B : 3 pygargues à tête blanche; C : 4 balbuzards pêcheurs (BP)) et D : dans divers types de plumes de 6 jeunes balbuzards pêcheurs.

(Harmata et Restani, 2013), mais similaires à celles mesurées en Écosse et en Espagne (Furness et collab., 1989). Le type de plumes récoltées ou un régime alimentaire contenant une plus grande proportion d'oiseaux au Québec (Brodeur et Morneau 1999) pourrait expliquer ces différences de concentrations, ou encore une différence dans le taux de déposition ou de méthylation du mercure entre les régions (Wiener et collab., 2002). Les concentrations de mercure dans les primaires d'autour des palombes au Québec sont similaires à celles observées en Espagne (Castro et collab., 2011; Martínez et collab., 2012). Chez le faucon pèlerin, les concentrations moyennes de mercure dans les plumes récoltées en Suède, entre 1971 et 1977, étaient comparables à celles du Québec (Lindberg et Odsjö, 1983). Aucune donnée de concentration de mercure dans les plumes n'a été trouvée dans la littérature pour la chouette rayée et le grand-duc d'Amérique. Toutefois, chez le grand-duc d'Europe (*Bubo bubo*), les concentrations

moyennes de mercure dans les plumes sont similaires à celles observées dans cette étude (Lodenius et Solonen, 2013).

Au Québec, l'aigle royal adulte et l'autour des palombes juvénile montrent une diminution temporelle des concentrations de mercure dans leurs plumes. Par contre, aucune tendance temporelle des concentrations de mercure n'a été détectée chez le faucon pèlerin, tandis que des diminutions ont été observées en Suède de 1943 à 1977 (Lindberg et Odsjö, 1983). Ces auteurs attribuaient cette diminution à l'arrêt de l'utilisation de fongicides au mercure sur les semences. Bien que les émissions de mercure de sources anthropiques aient augmenté globalement au cours des dernières décennies, notamment en Asie, elles auraient diminué en Amérique du Nord et en Europe dans la dernière décennie (UNEP, 2013). Cela peut expliquer la tendance temporelle négative observée dans les concentrations de mercure chez l'aigle royal adulte et l'autour des palombes juvénile, 2 espèces associées au milieu terrestre.

Les espèces des milieux aquatiques présentent des concentrations de mercure supérieures à celles des milieux terrestres (Scheuhammer et collab., 2007; Lodenius et Solonen, 2013). Les jeunes balbuzards pêcheurs des Grands Lacs présentent des concentrations de mercure dans les plumes du corps similaires ou inférieures à celles des jeunes balbuzards pêcheurs des milieux naturels du Québec; par contre, les concentrations de mercure dans les plumes des adultes des Grands Lacs sont légèrement supérieures à celles des balbuzards pêcheurs adultes dans ces mêmes milieux (Hughes et collab., 1997). Plusieurs raisons peuvent expliquer ces différences, telles des émissions locales ou des conditions environnementales différentes (Hughes et collab., 1997).

Les balbuzards pêcheurs en provenance des réservoirs hydroélectriques présentent des concentrations de mercure supérieures à celles des milieux naturels (DesGranges et collab., 1998). À la suite de la création de réservoirs hydroélectriques, le mercure présent dans le sol et la végétation devient disponible en raison des changements physiques, chimiques et biologiques engendrés par l'inondation des milieux terrestres (Schetagne, 1994). Les concentrations de mercure chez les poissons augmentent graduellement pour atteindre un maximum après quelques années et revenir aux concentrations semblables à celles en milieux naturels, généralement après 10 à 30 ans selon les espèces (Brouard et collab., 1990; Schetagne et Verdon, 1999). Les balbuzards pêcheurs échantillonnés entre 1989 et 1991 proviennent de la région du complexe La Grande où les réservoirs suivis étaient âgés d'environ 9 à 12 ans, soit au moment où les teneurs dans les poissons piscivores étaient à leur maximum. La diminution de mercure observée lors du deuxième échantillonnage de balbuzard pêcheur en 1997 refléterait celle chez les poissons qu'ils consomment. En effet, les réservoirs suivis étaient alors âgés de 16 à 18 ans et les teneurs en mercure avaient diminué d'environ 0,4 à 0,25 mg/kg chez les espèces de poissons non piscivores et d'environ 3,0 à 2,0 mg/kg (en poids humide) chez les espèces piscivores (Schetagne et Verdon, 1999).

Les concentrations de mercure dans les plumes de pygargues à tête blanche aux États-Unis et dans le reste du Canada sont généralement similaires à celles mesurées au Québec (Jagoe et collab., 2002; Weech et collab., 2006; Bechard et collab., 2009; Pittman et collab., 2011). Chez cette espèce, l'augmentation des concentrations avec l'âge des oiseaux est probablement liée à l'accumulation de mercure dans l'organisme entre les périodes de mue (Braune et Gaskin, 1987). Durant la période 1981 à 2002, 16 adultes sur 35 (46 %) avaient des concentrations de mercure dans leurs plumes supérieures à 20 mg/kg, tandis que 10/35 (29 %) présentaient des concentrations supérieures à 40 mg/kg. Bien que Rutkiewicz et collab. (2011) n'aient pas trouvé de relation significative entre les concentrations de mercure dans les primaires et le cerveau, ces auteurs concluent néanmoins que ces niveaux sont associés à des changements neurochimiques chez les pygargues des Grands Lacs, ce qui pourrait affecter leur comportement.

Comparaisons intra-individus

Parmi les espèces utilisées pour la comparaison intra-individus, celles dont les concentrations en mercure sont les plus faibles, l'aigle royal et le grand-duc, présentent les coefficients de variabilité les plus bas. Pour ces 2 espèces, on ne détecte pas de patron de mue, ou de plume précise présentant les plus fortes concentrations. Parmi les 3 pygargues à tête blanche, un seul (PTB-3) présente des concentrations décroissantes avec la position des primaires, les primaires #1 et #2 montrant les plus fortes concentrations. Aucune relation entre la séquence de mue et les concentrations de mercure dans les primaires n'a été observée chez les balbuzards pêcheurs dans cette étude, bien que la primaire #2 montre les plus fortes concentrations pour 3 des 4 spécimens. Cristol et collab. (2012) ont mesuré la concentration de mercure dans 10 plumes de poitrine et 10 plumes du dos de 20 pygargues à tête blanche adultes et ont attribué la variabilité observée au fait qu'ils ne remplacent pas toutes leurs plumes de corps la même année, ce qui peut favoriser une augmentation des concentrations de mercure dans les tissus sur une plus longue période en raison de l'étalement de la mue. Selon Hopkins et collab. (2007) et Anderson et collab. (2008), le balbuzard pêcheur effectue une mue irrégulière par vagues successives, pouvant se produire aussi bien sur l'aire de nidification qu'en migration, ce qui entraîne des niveaux de mercure très variables entre les différentes plumes. Les fortes variations des concentrations de mercure entre les plumes d'un même individu s'expliquent en partie par leur croissance dans un environnement plus ou moins contaminé (Wolfe et collab., 1998). Les 2 balbuzards pêcheurs qui présentent des coefficients de variation élevés proviennent de milieux aménagés du nord du Québec.

Chez l'autour des palombes, une relation positive entre la concentration moyenne de mercure et la séquence de mue des primaires (de 1 à 10) a été notée (Dauwe et collab., 2003). Cependant, Martínez et collab. (2012) ont déterminé que les concentrations maximales de mercure dans les primaires de l'autour des palombes étaient généralement observées dans les primaires #3 et #4, et ont proposé les raisons suivantes: i) un délai de mobilisation du mercure accumulé dans les tissus au début de la mue; ii) l'ingestion de proies contaminées durant la mue; iii) une mue incomplète et iv) l'accumulation de mercure exogène sur les plumes en provenance de l'atmosphère. Cette dernière hypothèse semble toutefois peu probable selon Dauwe et collab. (2003) et Jaspers et collab. (2004); d'après eux, le mercure des plumes provient principalement de la déposition endogène.

Nos résultats ne permettent pas d'identifier une ou des plumes plus représentatives des concentrations de mercure dans l'ensemble des primaires d'un individu. Le nombre de spécimens de chaque espèce utilisé pour les comparaisons intra-individus est probablement insuffisant.

Conclusion

Une diminution des concentrations de mercure dans le temps a été observée chez les aigles royaux et les autours des palombes, des espèces utilisant le milieu terrestre, de même que chez les jeunes balbuzards pêcheurs élevés en bordure des réservoirs. La majorité des valeurs élevées ont été observées durant la période 1925-1945, la seule exception étant les balbuzards pêcheurs. Aujourd'hui, les concentrations de mercure chez plusieurs espèces d'oiseaux de proie au Québec sont semblables à celles rapportées ailleurs en Amérique du Nord et en Europe. Chez le grand-duc d'Amérique, l'autour des palombes, la chouette rayée, les concentrations de mercure se situent près du niveau de base normal dans les plumes, tandis que chez le faucon pèlerin elles sont légèrement supérieures à cette limite. Chez les jeunes balbuzards pêcheurs des réservoirs, les concentrations de mercure devraient continuer de suivre la même tendance décroissante que chez les poissons vivant dans ces réservoirs et se rapprocher graduellement des concentrations des milieux naturels d'ici quelques années. Le pygargue à tête blanche présente des concentrations élevées qui pourraient entraîner des impacts écologiques, en plus de montrer une augmentation des concentrations de mercure avec l'âge. Pour ces raisons, cette espèce devrait faire l'objet d'une attention particulière afin de mieux documenter les concentrations de mercure et leurs effets sur les populations.

Les résultats des comparaisons intra-individus indiquent une forte variabilité des concentrations de mercure dans les plumes chez les espèces utilisant les milieux aquatiques et particulièrement chez les individus vivant dans des milieux très contaminés par le mercure. Ces analyses n'indiquent pas de patron clair de déclin des concentrations selon un ordre précis de mue dans les primaires.

Remerciements

Nous tenons à remercier les organismes qui nous ont permis de recueillir des plumes d'oiseaux : la Clinique des oiseaux de proie de la Faculté de médecine vétérinaire (Université de Montréal), l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP), le Musée national du Canada à Ottawa, la collection Léon-Provancher à l'Université Laval, le Musée Redpath de l'Université McGill, le Musée François-Pilote à La Pocatière, Raymond McNeil à l'Université de Montréal, Jean Bédard à l'Université Laval, le Cégep de La Pocatière et le Musée du Séminaire de Sherbrooke. Nous remercions également ceux qui ont recueilli des échantillons utilisés dans cette étude; il s'agit de Réginald Ouellet, Raymond McNicoll, Alain Desrosiers et Michel Lepage du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Pierre Fradette du Regroupement Québec Oiseaux, Louis Gagnon et Bruno Blais et Parcs Canada. Nous remercions également Hydro-Québec pour l'utilisation des résultats provenant du complexe hydroélectrique La Grande. Nous voudrions remercier le personnel du Centre national de recherche faunique à Ottawa qui a préparé les échantillons

pour les analyses, a assuré le contrôle de qualité et effectué une partie des analyses chimiques. Enfin, nous remercions B. Pauli, J. Tremblay et un réviseur anonyme pour leurs commentaires sur une version précédente de cet article. ◀

Références

- ANDERSON, D.W., T.H. SUCHANEK, C.A. EAGLES-SMITH et T.M. CAHILL, 2008. Mercury residues and productivity in osprey and grebes from a mine-dominated ecosystem. *Ecological Applications*, 18: A227-A238.
- APPELQUIST, H., S. ASBIRK et I. DRABAEK, 1984. Mercury monitoring: Mercury stability in bird feathers. *Marine Pollution Bulletin*, 15: 22-24.
- BECHARD, M.J., D.N. PERKINS, G.S. KALTENECKER et S. ALSUP, 2009. Mercury contamination in Idaho bald eagles, *Haliaeetus leucocephalus*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 83: 698-702.
- BRAUNE, B.M. et P.E. GASKIN, 1987. Mercury levels in Bonaparte's gull (*Larus philadelphia*) during autumn molt in the Quoddy region, New Brunswick, Canada. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 16: 339-549.
- BRODEUR, S. et F. MORNEAU, 1999. Rapport sur la situation de l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*) au Québec. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de la faune et des habitats, Québec, 75 p.
- BROUARD, D., C. DEMERS, R. LALUMIÈRE, R. SCHETAGNE et R. VERDON, 1990. Rapport synthèse. Évaluation des teneurs en mercure des poissons du complexe hydroélectrique La Grande, Québec (1978-1989). Rapport conjoint, Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc., Montréal, 100 p.
- BURGER, J., 1993. Metal in avian feathers; Bioindicators of environmental pollution. *Review in Environmental Toxicology*, 5: 230-311.
- CASTRO, I., J.R. ABOAL, J.A. FERNÁNDEZ et A. CARBALLEIRA, 2011. Use of raptors for biomonitoring of heavy metals: Gender, age and tissue selection. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 86: 347-351.
- CHAMPOUX, L., D.C. MASSE, D. EVERS, O.P. LANE, M. PLANTE et S.T.A. TIMMERMANS, 2006. Assessment of mercury exposure and potential effects on common loons (*Gavia immer*) in Québec. *Hydrobiologia*, 576: 263-274.
- CHAMPOUX, L., S. TRUDEAU, G. FITZGERALD, P.A. SPEAR et D.C.G. MUIR, 2009. Contamination et biomarqueurs chez le grand héron, *Ardea herodias*, comme indicateur de l'état du fleuve Saint-Laurent – Campagne de 2001-2002. Série de rapports techniques no. 501, Région du Québec, Service canadien de la faune, Québec, 76 p.
- CRISTOL, D.A., E.K. MOJICA, C.W. VARIAN-RAMOS et B.D. WATTS, 2012. Molted feathers indicate low mercury in bald eagles of the Chesapeake Bay, USA. *Ecological Indicators*, 18: 20-24.
- DAUWE, T., L. BERVOETS, R. PINXTEN, R. BLUST et M. EENS, 2003. Variation of heavy metals within and among feathers of birds of prey: Effects of molt and external contamination. *Environmental Pollution*, 124: 429-436.
- DESGRANGES, J.-L., J. RODRIGUE, B. TARDIF et M. LAPERLE, 1998. Mercury accumulation and biomagnification in ospreys (*Pandion haliaetus*) in the James Bay and Hudson bay regions of Québec. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 35: 330-341.
- DESGRANGES, J.-L., J. RODRIGUE, B. TARDIF et M. LAPERLE, 1999. Breeding success of Osprey (*Pandion haliaetus*) under high seasonal methylmercury exposure. Dans: LUCOTTE, M., R. SCHETAGNE, N. THERRIEN, C. LANGLOIS et A. TREMBLAY (édit.). *Mercury in the biogeochemical cycle: Mercury in natural environment and hydroelectric reservoir in northern Québec*. Springer, Berlin, p. 287-294.
- DESGRANGES, J.-L., J. RODRIGUE et L. CHAMPOUX, 2009. Distribution géographique d'une sélection de contaminants chez les grands hérons du système du fleuve Saint-Laurent, au Québec, (1989-1994). Publication hors-série Numéro 116, Service canadien de la faune, Québec, 18 p.

- ENVIRONNEMENT CANADA, 1979. Analytic methods manual. Mercury in fish. NADAQUAT no. 80601, Method 2, Ottawa.
- ENVIRONNEMENT CANADA, 1986. Manuel des méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures. Direction de la qualité des eaux, Ottawa.
- FURNESS, R.W., S.J. MUIRHEAD et M. WOODBURN, 1986. Using bird feathers to measure mercury in the environment: Relationship between mercury content and moult. *Marine Pollution Bulletin*, 17: 27-30.
- FURNESS, R.W., J.L. JOHNSTON, J.A. LOVE et D.R. THOMPSON, 1989. Pollutant burdens and reproductive success of golden eagles *Aquila chrysaetos* exploiting marine and terrestrial food webs in Scotland. Dans : MEYBURG B.-U. et R.D. CHANCELLOR (édit.). *Raptors in the modern world*. World Working Group on Birds of Prey, Berlin, p. 495-500.
- GRUBBS, F., 1969. Procedures for detecting outlying observations in samples, *Technometrics*, 11: 1-21.
- HARMATA, A.R. et M. RESTANI, 2013. Lead, mercury, selenium, and other trace elements in tissues of golden eagles from southwestern Montana, USA. *Journal of Wildlife Diseases*, 49: 114-124.
- HEAD, J.A., A. DEBOFSKY, J. HINSHAW et N. BASU, 2011. Retrospective analysis of mercury content in feathers of birds collected from the state of Michigan (1895–2007). *Ecotoxicology*, 20: 1636-1643.
- HOPKINS, W.A., L.B. HOPKINS, J.M. UNRINE, J. SNODGRASS et J.D. ELLIOT, 2007. Mercury concentrations in tissues of osprey from the Carolinas, USA. *The Journal of Wildlife Management*, 71: 1819-1829.
- HUGHES, K.D., P.J. EWINS et K.E. CLARK, 1997. A comparison of mercury levels in feathers and eggs of osprey (*Pandion haliaetus*) in the North American Great Lakes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33: 441-452.
- HYLANDER, L.D. et M. MEILI, 2003. 500 years of mercury production: Global annual inventory by region until 2000 and associated emissions. *The Science of the Total Environment*, 304: 13-27.
- JAGOE, C.H., A.L. BRYAN, H.A. BRANT, T.M. MURPHY et I.L. BRISBIN, 2002. Mercury in bald eagle nestlings from South Carolina, USA. *Journal of Wildlife Diseases*, 38: 706-712.
- JASPERS, V., T. DAUWE, R. PINXTEN, L. BERVOETS, R. BLUST et M. EENS, 2004. The importance of exogenous contamination on heavy metal levels in bird feathers. A field experiment with free-living great tits, *Parus major*. *Journal of Environmental Monitoring*, 6: 356-360.
- LINDBERG, P. et T. ODSJÖ, 1983. Mercury levels in feathers of peregrine falcon *Falco peregrinus* compared with total mercury content in some of its prey species in Sweden. *Environmental Pollution*, 5: 297-318.
- LODENIUS, M. et T. SOLONEN, 2013. The use of feathers of birds of prey as indicators of metal pollution. *Ecotoxicology*, 22: 1319-1334.
- MARTÍNEZ, A., D. CRESPO, J.I. FERNÁNDEZ, J.R. ABOAL et A. CARBALLEIRA, 2012. Selection of flight feathers from *Buteo buteo* and *Accipiter gentilis* for use in biomonitoring heavy metal contamination. *Science of the Total Environment*, 425: 254-261.
- NEUGEBAUER, E.A., G.L. SANS-CARTIER et B.J. WAKEFORD, 2000. Methods for the determination of metals in wildlife tissues using various atomic absorption spectrophotometry techniques. *Canadian Wildlife Service Technical Report 337*, Ottawa, 61 p.
- NORHEIM, G. et A. FROSLIE, 1978. The degree of methylation and organ distribution of mercury in some birds of prey in Norway. *Acta Pharmacologica Toxicologica*, 43: 143-204.
- PITTMAN, H.T., W.W. BOWERMAN, L.H. GRIM, T.G. GRUBB et W.C. BRIDGES, 2011. Using nestling feathers to assess spatial and temporal concentrations of mercury in bald eagles at Voyageurs National Park, Minnesota, USA. *Ecotoxicology*, 20: 1626-1635.
- RICARD M., et A.-M. BOUCHARD, 2011. Guide d'identification d'oiseaux de proie. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Québec, 16 p.
- RUTKIEWICZ, J., D.H. NAM, T. COOLEY, K. NEUMANN, I. B. PADILLA, W. ROUTE, S. STROM et N. BASU, 2011. Mercury exposure and neurochemical impacts in bald eagles across several Great Lakes states. *Ecotoxicology*, 20: 1669-1676.
- SAS INSTITUTE INC., 2012. Using JMP 10. SAS Institute Inc., Cary, 462 p.
- SCHETAGNE, R., 1994. Water quality modifications after impoundment of some large northern reservoirs. *Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, 40: 233-229.
- SCHETAGNE, R. et R. VERDON, 1999. Post-impoundment evolution of fish mercury levels at the La Grande Complex, Québec, Canada (from 1978 to 1996). Dans : LUCOTTE, M., R. SCHETAGNE, N. THERRIEN, C. LANGLOIS et A. TREMBLAY (édit.). *Mercury in the biogeochemical cycle: Mercury in natural environment and hydroelectric reservoir in northern Québec*. Springer, Berlin, p. 287-294.
- SCHEUHAMMER, A.M., 1991. Effects of acidification on the bioavailability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution*, 71: 329-375.
- SCHEUHAMMER, A.M., M.W. MEYER, M.B. SANDHEINRICH et M.W. MURRAY, 2007. Effects of environmental methylmercury on the health of wild birds, mammals, and fish. *Ambio*, 36: 12-18.
- SCHEUHAMMER, A. M., N. BASU, N. M. BURGESS, J. E. ELLIOTT, G. D. CAMPBELL, M. WAYLAND, L. CHAMPOUX et J. RODRIGUE, 2008. Relationships among mercury, selenium, and neurochemical parameters in common loons (*Gavia immer*) and bald eagles (*Haliaeetus leucocephalus*). *Ecotoxicology*, 17: 93-101.
- SHORE, R.F., M.G. PEREIRA, L.A. WALKER et D.R. THOMPSON, 2011. Mercury in non marine birds and mammals. Dans : BEYER, W. N. et J. P. MEADOR (édit.). *Environmental contaminants in biota: Interpreting tissue concentrations*. 2^e édition. CRC Press, Boca Raton, p. 609-624.
- THOMPSON, D.R., 1996. Mercury in birds and terrestrial mammals. Dans : BEYER, W.N., G.H. HEINZ et A.R. REDMON-NORWOOD (édit.). *Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentrations*. Society of Environmental Toxicology, Special Publication Series, Lewis Publishing, New York, p. 341-356.
- UNEP, 2013. *Global Mercury Assessment 2013: Sources, emissions, releases and environmental transport*. UNEP Chemicals Branch, Geneva. 44 p.
- WEECH, S.A., A.M. Scheuhammer et J.E. Elliott, 2006. Mercury exposure and reproduction in fish-eating birds breeding in the Pinchi Lake region, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25: 1433-1440.
- WESTERMARK, T., T. ODSJÖ et A.G. JOHNELS, 1975. Mercury content of bird feathers before and after Swedish ban on alkyl mercury in agriculture. *Ambio*, 4: 87-92.
- WIENER, J.G., D.P. KRABBENHOFT, G.H. HEINZ et A.M. SCHEUHAMMER, 2002. *Ecotoxicology of mercury*. Dans : HOFFMAN, D.J., B.A. RATTNER, G.A. BURTON Jr. et J. CAIRNS Jr. (édit.). *Handbook of Ecotoxicology*, 2^e édition. CRC Press, Boca Raton, p. 407-461.
- WOLFE, M.F., S. SCHWARZBACH et R.A. SULAIMAN, 1998. Effects of mercury on wildlife: A comprehensive review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 17: 146-160.