30251918

SK 470 T42 No.220 EX.B

# EXPOSITION AU MERCURE DE BALBUZARDS NICHANT SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON

Jean-Luc DesGranges<sup>1</sup>
Jean Rodrigue<sup>1</sup>
Bernard Tardif<sup>1</sup>
Marcel Laperle<sup>2</sup>

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES N°220 Service canadien de la faune 1994 Région du Québec



# Ce rapport peut être cité comme suit:

DesGranges, J.L., J. Rodrigue, B. Tardif et M. Laperle. 1994. Exposition au mercure de Balbuzards nichant sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Série de rapports techniques n° 220, Service canadien de la faune, région du Québec. xviii + 151 pp.

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Service canadien de la faune, Environnement Canada, C.P. 10100, Ste-Foy (Québec), G1V 4H5.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, 1010, rue Ste-Catherine est, Montréal (Québec), H2L 2G3.

Publié avec l'autorisation du Ministère de l'Environnement Service canadien de la faune

@ Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1994 Numéro de catalogue CW69-5/102F ISBN 0-662-99577-5 ISSN 0831-6481



# Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune Région du Québec 1141, Route de l'Église, C.P. 10100 Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

# RÉSUMÉ

Des données relatives à l'écologie et à l'exposition au mercure, recueillies entre 1989 et 1991 sur 142 aiglons de Balbuzard (*Pandion haliaetus*) appartenant à 82 nichées établies sur des lacs, des rivières et des réservoirs hydroélectriques nordiques, ont permis de mesurer l'importance et certaines des conséquences du transfert du mercure bioaccumulé par les poissons vers la chaîne alimentaire semi-aquatique représentée par cette espèce de rapace pêcheur.

## Biodisponibilité accrue du mercure

Les teneurs en mercure que nous avons dosées dans les tissus des aiglons mettent en évidence la disponibilité accrue du mercure dans les jeunes réservoirs hydroélectriques (10 à 12 ans à LG2). En effet, les jeunes élevés en milieu naturel ont en moyenne 0,3 mg/kg de mercure dans le sang et 5,9 mg/kg dans leurs plumes (n = 29). Ces teneurs sont 6 fois supérieures chez les aiglons élevés en périphérie des réservoirs du complexe La Grande : 1,9 mg/kg dans le sang et 37,3 mg/kg dans les plumes (n = 79). On retrouve également des différences au moins aussi importantes entre les milieux, pour tous les autres tissus que nous avons analysés (foie, reins, muscles, cerveau). La quantité moyenne de mercure total dans un aiglon (poids moyen de 1,5 kg) élevé en milieu naturel est de 1,6 mg, comparativement à 10,5 mg pour les milieux aménagés. Des analyses de contenus stomacaux (n = 11) montrent que 90% de ce mercure est ingéré sous forme méthylique. Les concentrations sont très variables entre les stations des milieux aménagés. Ainsi à LG4-Lanouette, les aiglons ne sont pas plus contaminés que ceux des milieux naturels: sang: 0,6 mg/kg -- plumes: 10,8 mg/kg: n = 3. À l'opposé, ceux de LG2-Toto, affichent les niveaux de contamination les plus élevés: sang: 3,4 mg/kg -- plumes: 71,1 mg/kg; n = 4.

#### Biomagnification du mercure dans le sang et les plumes

Nous avons modélisé le phénomène de biomagnification du mercure chez le jeune Balbuzard, en mettant en relation les concentrations dosées dans ses tissus avec les concentrations de mercure ingérées. Cette dernière variable a été calculée par l'intermédiaire d'un bilan des types et des tailles des proies consommées par le Balbuzard à 21 stations (6 milieux naturels, 15 milieux aménagés), que nous avons mis en relation avec des données relatives à la contamination de la chair des poissons recueillis à ces mêmes stations dans le cadre du réseau de suivi environnemental du complexe La Grande.

La relation entre la teneur en mercure dans le sang des aiglons et la dose qui leur est servie par leurs parents est:

$$[Hg] sang = 1,10 [Hg] poissons + 0,33$$

 $(R^2 = 0.68; p<0.01; n = 21)$ . La pente de cette équation n'étant pas différente de 1 et la valeur de l'ordonnée à l'origine ne l'étant pas de 0 (p<0.01), la concentration de mercure dans le sang constitue une estimation valable de la concentration de mercure dans la nourriture des aiglons. Compte tenu de ceci, nous posons que la relation:

[Hg] plumes = 
$$((78,09(2,21^{[Hg] \text{ sang}})) / (1,07^{\text{Åge des aiglons}})) - 1$$

(R² = 0,96; p<0,01; n = 21) est le reflet de celle unissant la concentration du mercure dans les plumes et les proies. Cette relation est plus complexe que la précédente puisque la concentration du mercure varie en fonction de l'âge des aiglons. Contrairement à ce qui se passe dans le sang, cette relation met en évidence une biomagnification extrêmement importante depuis la dose ingérée vers les plumes. De plus,

pour une dose de mercure donnée, l'intensité de cette biomagnification varie en fonction de l'âge des aiglons. La biomagnification est maximale au début de la croissance des plumes de vol (± 20 jours) et diminue progressivement jusqu'à l'âge de 45 jours, lorsque la croissance des plumes est complétée. Cette relation illustre clairement que la croissance des plumes protège l'aiglon puisqu'elles agissent comme un exutoire où est dirigé le mercure ingéré. Nous avons d'ailleurs calculé que, tant dans les milieux naturels qu'aménagés, environ 85% du mercure corporel se trouve dans le plumage. Une fois leur croissance complétée, les plumes ne sont plus irriguées par le sang de sorte que le mercure ne peut plus y être emmagasiné.

Ces deux modèles de biomagnification, outre leur intérêt théorique, permettent de calculer avec beaucoup de justesse et économie de moyens, le niveau de contamination en mercure qu'on retrouve dans le milieu.

## Conséquences de l'exposition au mercure sur le Balbuzard

Bien que la quantité de mercure accumulé par les aiglons des réservoirs soit en moyenne beaucoup plus élevée que ce qu'on retrouve dans les milieux naturels, nous n'avons pas constaté de conséquences néfastes de cette contamination. Dans deux stations où l'exposition au mercure est la plus forte (LG2-Toto et LG3-Roy), on retrouve en moyenne 1,6 jeunes par nichée à l'envol, ce qui est comparable à ce qu'on retrouve aux autres stations situées sur les réservoirs (1,9 jeunes/nichée) ou en milieu naturel (2,0 jeunes/nichée). Considérant que la productivité minimale qu'une population de Balbuzard doit maintenir afin de compenser la mortalité annuelle de ses adultes est de 0,8 à 1,2 jeunes/nichée, les performances reproductrices que nous rapportons sont supérieures dans tous les cas. Incidemment, la densité des nids fréquentés est plus élevée en périphérie des réservoirs (2,1 nids/100 km de rivage) qu'en milieu naturel (1,3 nids/100 km).

Le stockage du méthylmercure dans les plumes en croissance fournit un excellent exutoire qui prévient l'accumulation du mercure dans les tissus internes. Des problèmes toxicologiques pourraient cependant exister, une fois la croissance des plumes terminée. Selon la durée du séjour pré-migratoire des jeunes à proximité des sites de nidification, il pourrait y avoir une accumulation importante de mercure dans les organes vitaux. Ainsi, un juvénile âgé de 72 jours et trouvé mort à Long Island, New York, à plus de 1 500 km du réservoir LG2, son lieu d'élevage, avait une charge corporelle plus élevée que celle mesurée lors de sa capture vers l'âge de 37 jours. Il avait des teneurs en mercure dans les tissus internes également plus fortes. Il est possible que l'exposition chronique au méthylmercure puisse constituer chez certains individus plus exposés un risque additionnel aux nombreuses causes de mortalité, notamment au cours de leur première année d'existence. Par contre, la colonisation relativement rapide par le Balbuzard de la périphérie de réservoirs, âgés de 6 à 10 ans au moment de la présente étude, et les mécanismes biologiques de régulation des populations n'indiquent pas de déséquilibre au sein de cet effectif. De plus, les teneurs en mercure mesurées chez les espèces de poissons de taille susceptibles d'être capturées sont en diminution tel qu'observé ailleurs sur des réservoirs plus vieux au Labrador, au Manitoba et en Finlande.

#### **ABSTRACT**

Using data gathered between 1989 and 1991 on the ecology and exposure to mercury of 142 Osprey (*Pandion haliaetus*) nestlings from 82 broods living on northern lakes, rivers and hydroelectric reservoirs, we were able to measure the levels and some of the impacts of the transfer of mercury bioaccumulated by fish to the semiaquatic food chain represented by this fish-eating raptor.

## Increased Bioavailability of Mercury

Mercury levels measured in nestling tissues show the increased availability of mercury in new hydroelectric reservoirs (10 to 12 years old at LG-2). Young raised in a natural environment have a mean mercury level of 0.3 mg/kg in their blood and 5.9 mg/kg in their feathers (n = 29). These levels are 6 times higher in young reared at the periphery of the La Grande complex reservoirs: 1.9 mg/kg in blood and 37.3 mg/kg in feathers (n = 79). Differences at least as significant are also seen between environments for all other tissues examined (liver, kidneys, muscles and brain). The mean total mercury content in a young Osprey (mean weight 1.5 kg) raised in a natural environment is 1.6 mg, compared with 10.5 mg for those in artificial environments. Stomach content analyses (n = 11) show that 90% of the mercury is ingested in the form of methylmercury. Concentrations are highly variable from station to station in artificial environments. Osprey nestlings at LG4-Lanouette, for example, are no more contaminated than those in natural environments: blood: 0.6 mg/kg; feathers: 10.8 mg/kg; n = 3. At the opposite end of the scale, those at LG2-Toto, show the highest contamination levels: blood: 3.4 mg/kg; feathers: 71.1 mg/kg; n = 4.

## Biomagnification of mercury in blood and feathers

We modelled the phenomenon of mercury biomagnification in young Ospreys by comparing the concentrations measured in their tissues with concentrations of mercury ingested. The amount of mercury ingested was calculated on the basis of a list of the types and sizes of prey consumed by the Osprey at 21 stations (6 natural environments and 15 artificial), which we compared with the data on contamination of fish collected at the same stations as part of the environmental monitoring network at the La Grande complex.

The relationship between mercury levels in the blood of nestlings and the dose fed to them by their parents is

$$[Hg]$$
 blood = 1.10  $[Hg]$  fish + 0.33

( $R^2$  = 0.68; p < 0.01; n = 21). Since the slope of this equation is not significantly different from 1, and the value of the y-intercept is not significantly different from 0 (p < 0.01), the blood level of mercury provides a reliable indication of the mercury concentration in the nestlings' food. We therefore posit that the relationship

[Hg] feathers = 
$$((78,09(2,21^{[Hg] blood})) / (1,07^{nestling age})) - 1$$

 $(R^2 = 0.96; p < 0.01; n = 21)$  reflects the relationship between mercury in the feathers and in prey. This relationship is more complex than the first since the mercury level varies with nestling age. Unlike what happens in the blood, this relationship reveals how the dose ingested undergoes extreme biomagnification as it accumulates in the feathers. Moreover, for a given dose of mercury, the intensity of biomagnification varies with nestling age. Biomagnification is greatest when the flight feathers start to grow ( $\pm$  20 days) and gradually decreases until the age of 45 days, when feather growth is complete. This relationship clearly

shows that growing feathers protect the young by acting as an outlet for mercury ingested. We have also calculated that, in both natural and artificial environments, approximately 85% of the mercury in the body is found in the feathers. Once their growth is complete, the feathers are no longer supplied by the bloodstream, so the mercury cannot be stored in them anymore.

Apart from their theoretical interest, these two biomagnification models provide a highly accurate and efficient means of calculating the degree of environmental mercury contamination.

# Impacts of Osprey Exposure to Mercury

Although the mean amount of mercury accumulated by the nestlings at the reservoirs is much higher than that found in natural environments, we have not noted any harmful consequences of this contamination. At the two stations where mercury exposure is the highest (LG2-Toto; and LG3-Roy), the fledging success rate is a mean of 1.6 young/brood, which is comparable to that found at other stations on the reservoirs (1.9 young/brood) or in natural environments (2.0 young/brood). In every case, the breeding performances we are reporting are higher than the minimal productivity rate of 0.8 to 1.2 young/brood that an Osprey population must maintain to compensate for the annual adult death rate. Incidentally, active-nest density is higher on the edges of the reservoirs (2.1 nests/100 km shoreline) than in the natural environment (1.3 nests/100 km).

The accumulation of methylmercury in growing feathers provides an excellent outlet for preventing mercury from accumulating in internal issues. There could, however, be toxicological problems after fledging, once the feathers have stopped growing. Depending on how long the young remain near the nesting sites prior to migration, large amounts of mercury could accumulate in their vital organs. This phenomenon should be examined carefully before it is concluded that the exposure to mercury of Osprey nestlings at the reservoirs is not severe enough to harm their postfledging survival.

The accumulation of methylmercury in growing feathers provides an excellent outlet for preventing mercury from accumulating in internal tissues. There may, however, be toxicological problems once the feathers have stopped growing. Depending on how long the young stay near the nesting sites prior to migration, large amounts of mercury may accumulate in their vital organs. For example, a 72-day old juvenile found dead on Long Island, New York, more than 1500 km from its breeding site (the LG2 reservoir), had a higher body load than that measured when it was caught around the age of 37 days. Mercury levels in the internal tissues were also higher. In certain, more exposed individuals, chronic exposure to methylmercury may increase the risk of death by numerous causes, particularly in their first year of life. However, relatively rapid colonization at the edges of reservoirs by 6- to 10-year-old Ospreys during this study and biological population-control mechanisms do not indicate any imbalance in this population. As well, mercury levels measured in fish species at the age when they are likely to be caught are decreasing, as has been observed elsewhere in older reservoirs in Labrador, Manitoba and Finland.

# TABLE DES MATIÈRES

<u>Pa</u>	ige
RÉSUMÉ	***
ABSTRACT	
LISTE DES TABLEAUX	
LISTE DES FIGURES	
LISTE DES ANNEXES	χv
ÉQUIPE DE RÉALISATION	kvii
1. INTRODUCTION	1
1.1 BIODISPONIBILITÉ DU MERCURE À LA SUITE DE LA CRÉATION DE RÉSERVOIRS	. 1
	Ce 1
1.2 CHOIX D'UNE ESPÈCE SEMI-AQUATIQUE INDICATRICE D'EXPOSITION-AU MERCURE	. 2
1.3 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	. 3
2. RÉGIONS À L'ÉTUDE	. 4
	age.
3. MATÉRIEL ET MÉTHODES	. 7
3.1 CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN	. 7
3.1.1 Visite à l'incubation	
• Repérage des nids	. 7
Données relatives aux nids et aux oeufs	. 8
Collecte de plumes d'adultes	. 8
Collecte de proies	. 8
3.1.2 Visite avant l'envol	10
• Données relatives aux aiglons	10
Collecte de plumes de jeunes	10

				<u> </u>	age
			Collecte de sang de jeunes		. 10
			Collecte de jeunes	• • • • •	. 11
		3.1.3	Paramètres écologiques calculés		. 12
	3.2	ANAL	LYSES CHIMIQUES ET BIOCHIMIQUES		. 12
		3.2.1	Préparation des tissus		. 12
		3.2.2	Méthodes analytiques et validation des résultats		. 12
	3.3	ANAL	LYSES STATISTIQUES		. 14
			Comparaison des valeurs entre échantillons		. 14
	,		Corrélations entre les variables	• • • • •	. 14
			Analyses de régression		. 15
			Analyses en coordonnées principales		. 15
			Programmes utilisés		. 15
4.	RÉS	SULTA	ATS		. 17
	4.1	CON	SÉQUENCES DE NOS DÉRANGEMENTS		. 17
	4.2	HIST	OIRE NATURELLE DU BALBUZARD		. 17
	•	4.2.1	Le nid	• • • • •	. 17
			Pourcentage de fréquentation		. 22
			• Réutilisation du nid		. 22
			Support et volume du nid		. 23
		4.2.2	La ponte		. 23
			• Date et taille de la ponte		. 23
			Mensurations des oeufs et des coauilles		. 25

		<u> </u>	age
	4.2.3	L'élevage des jeunes	. 29
		Croissance des jeunes	. 29
		Succès de la nidification	. 31
		Mortalité	. 31
	4.2.4	Ressemblances écologiques entre les populations étudiées	. 33
	4.2.5	Aperçu du régime alimentaire	. 35
4.3	BIOA	CCUMULATION DU MERCURE	. 40
	4.3.1	Proportion du mercure total sous forme méthylique	. 40
	4.3.2	Exposition au mercure chez le Balbuzard adulte	. 43
	4.3.3	Teneur en mercure des oeufs	. 46
	4.3.4	Exposition au mercure chez le Balbuzard juvénile	. 47
		Variabilité intra-couvée	. 49
•		Variabilité inter-sexuelle	. 49
		Variabilité inter-annuelle	. 49
		Comparaison entre les milieux aménagés et les milieux naturels	. 50
	4.3.5	Variation latitudinale des teneurs en mercure chez l'adulte, l'oeuf et le jeune	. 54
	4.3.6	Répartition du mercure dans l'organisme chez l'aiglon de Balbuzard	. 57
		Comparaisons inter-tissus	. 57
		Charge corporelle	. 60
	4.3.7	Comparaison adulte-oeuf-jeune	. 66
•	4.3.8	Biomagnification du mercure des poissons au jeune Balbuzard	. 67
		Données de base du modèle	67

	<u>Pa</u>	ige
	4.4 BIOACCUMULATION DES AUTRES CONTAMINANTS	75
	4.4.1 Métaux	75
	• Sélénium	75
	• Cadmium	79
	• Césium-137	81
	Autres métaux	82
	4.4.2 Composés organiques de synthèse	85
	• Les pesticides organochlorés et les byphényles polychlorés	85
	4.5 SANTÉ DU BALBUZARD SUR LE TERRITOIRE DE LA BAIE JAMES	99
	4.5.1 Résistance des coquilles d'oeuf	99
	4.5.2 État général des jeunes	02
	• Nécropsies	
	• Hémoparasitisme 1	02
	• Paramètres sanguins 1	03
	4.5.3 Mercure et paramètres de santé	05
	4.6 INFLUENCE DE L'EXPOSITION AU MERCURE SUR LA REPRODUCTION	
	DU BALBUZARD 1	
	4.6.1 Mercure et paramètres écologiques	05
5.	DISCUSSION 1	10
	5.1 Modifications écologiques de l'écosystème aquatique	10
	5.2 Biodisponibilité accrue du mercure 1	11
	5.3 Bioamplification du mercure 1	14
6.	CONCLUSION	· •
7	DÉFÉDENCES	

# LISTE DES TABLEAUX

	<u>Page</u>
Tableau 3.1.1.1	Bilan des campagnes d'échantillonnage réalisées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, au cours des étés 1989 à 1991 9
Tableau 3.2.2	Liste des composés chimiques recherchés et nombre d'analyses dans les différents tissus de Balbuzard
Tableau 4.1.1	Effet du prélèvement d'un oeuf sur le nombre de jeunes, par nid qui parviennent à l'envol par milieu hydrographique pour chacune des années d'échantillonnage
Tableau 4.1.2	Effet du prélèvement d'un oeuf et de la manipulation des jeunes sur la probabilité d'utilisation du même nid l'année suivant les dérangements
Tableau 4.2.1.1	Distribution, densité, statut et volume des nids de Balbuzard sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991 19
Tableau 4.2.1.2	Dénombrement des nids de Balbuzard de la région La Grande (secteur ouest) à l'été de 1991
Tableau 4.2.1.3	Mesures de certaines variables écologiques caractérisant la nidification du Balbuzard selon les types de milieux et les écorégions échantillonnés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson
Tableau 4.2.2.1	Caractéristiques de la ponte et des nichées de Balbuzard sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991
Tableau 4.2.2.2	Mensurations des oeufs de Balbuzard sur les territoires de la Baie  James et de la Baie d'Hudson en 1989, 1990 et 1991
Tableau 4.2.2.3	Mensurations des coquilles d'oeuf de Balbuzard nichant sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991
Tableau 4.2.3.1	Nombre de jeunes Balbuzards et taux de croissance des aiglons présents dans les nids des régions d'étude quelque dix jours avant leur envol en 1989, 1990 et 1991
Tableau 4.2.3.2	Bilan de la nidification du Balbuzard sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson de 1989 à 1991
Tableau 4.2.5	Nombre de proies trouvées dans ou près des nids de Balbuzard selon les milieux hydrographiques étudiés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson
Tableau 4.3.2	Concentrations de mercure total (mg/kg) dans différents tissus de Balbuzard des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991 45

	<u>Pa</u>	<u>age</u>
Tableau 4.3.5	Influence du type de sol sur les teneurs en mercure total (mg/kg) dosé dans le sang (poids frais) et les plumes (poids sec) de jeunes Balbuzards élevés dans différents secteurs des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	58
Tableau 4.3.6.1	Corrélations de Spearman entre les concentrations de mercure total dans divers tissus de jeunes Balbuzards des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	59
Tableau 4.3.6.2	Rapport des concentrations (mg/kg) de mercure total dans les plumes (poids sec) et celles de différents tissus (poids frais) de jeunes Balbuzards des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	61
Tableau 4.3.6.3	Le poids des organes ou tissus (A) de jeunes Balbuzards ayant servi à estimer la quantité de mercure total (b) contenu dans les différents organes de jeunes Balbuzards élevés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	63
Tableau 4.3.8	Concentration moyenne de mercure dans un kg de poisson (poids frais) servi aux jeunes Balbuzards de 21 stations des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	69
Tableau 4.4.1.1	Présence relative (%) à des concentrations supérieures au seuil de détection des 14 métaux recherchés dans les oeufs et les muscles de jeunes Balbuzards élevés dans les régions d'étude, de 1989 à 1991	76
Tableau 4.4.1.2	Concentrations moyennes de 12 métaux (poids frais) dans les muscles de jeunes Balbuzards selon les secteurs d'étude, de 1989 à 1991	77
Tableau 4.4.1.3	Concentrations moyennes (mg/kg, poids frais) de métaux dans les oeufs de Balbuzard selon les secteurs d'étude, de 1989 à 1991	78
Tableau 4.4.1.4	Rapport des concentrations du mercure total (mg/kg; poids frais) sur celles du sélénium dans les tissus de jeunes Balbuzards des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	80
Tableau 4.4.1.5	Tests des différences régionales (GB, LG, NBR, SUD) dans la bioaccumulation des principaux métaux autres que le mercure chez le Balbuzard juvénile	88
Tableau 4.4.1.6	Concentrations moyennes (mg/kg; poids frais) de 12 métaux dans les muscles de jeunes Balbuzards des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	89
Tableau 4.4.1.7	Concentrations moyennes (mg/kg; poids frais) de 10 métaux dans les oeufs de Balbuzard des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	90
Tableau 4.4.2.1	Présence relative (%), à des concentrations supérieures aux seuils de détection, des composés organochlorés recherchés dans divers tissus de Balbuzard au Québec, de 1989 à 1991	91

	<u>Page</u>
Tableau 4.4.2.2	Pourcentage de lipides et concentrations de DDE et de BPC (µg/kg; poids frais) de tissus de Balbuzard récoltés au Québec, de 1989 à 1991 94
Tableau 4.4.2.3	Tests des différences régionales (GB, LG, NBR, SUD) dans la bioaccumulation des principaux composés organochlorés chez le Balbuzard juvénile
Tableau 4.6.1	Relation entre 4 paramètres de reproduction et la concentration de mercure total dans les plumes des aiglons, calculée au niveau des nids, des stations et des secteurs
	LISTE DES FIGURES
Figure 2.1	Localisation des secteurs d'étude 5
Figure 2.2	Localisation des nids de Balbuzards 6
Figure 4.2.4	Dispersion des milieux hydrographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des valeurs moyennes par station de 10 variables écologiques
Figure 4.2.5.1	Longueur moyenne (et écart-type) des principaux poissons consommés par les Balbuzards qui nichent sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson
Figure 4.2.5.2	Fréquence relative des nids où les principales proies ont été trouvées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson
Figure 4.3.1	Proportion moyenne (et écart-type) de mercure sous forme méthylique dans les oeufs frais et différents tissus de jeunes Balbuzards, sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson
Figure 4.3.2	Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans les plumes d'adultes, les oeufs frais et le contenu stomacal des jeunes Balbuzards selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson
Figure 4.3.4.1	Comparaison des concentrations de mercure total dans les plumes, entre les jeunes Balbuzards d'une même nichée
Figure 4.3.4.2	Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans 6 tissus de jeunes Balbuzards, selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson
Figure 4.3.4.3	Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans le sang et les plumes des jeunes Balbuzards selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson 52

	<u> P</u> e	age
Figure 4.3.4.4	Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans le sang et les plumes des jeunes Balbuzards selon les stations considérées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson	55
Figure 4.3.5	Distribution des concentrations de mercure total dans les plumes d'adultes, les oeufs frais et les plumes de jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude	56
Figure 4.3.6	Répartition de la charge corporelle en mercure total dans les principaux tissus des jeunes Balbuzards, selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson	64
Figure 4.3.8.1	Relation entre la concentration de mercure total dans le sang des jeunes Balbuzards et la concentration estimée de mercure total (poids frais) dans la chair des poissons ingérés selon les stations considérées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson	70
Figure 4.3.8.2	Relation entre la concentration de mercure total observée dans les plumes (poids sec) des jeunes Balbuzards et la concentration prédite par régression multiple à partir du mercure total contenu dans leur sang (poids frais) ainsi que de leur âge, selon les stations considérées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson	73
Figure 4.3.8.3	Concentration de mercure total dans les plumes en croissance des jeunes Balbuzards sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson et facteurs de biomagnification (au sommet des barres) calculés à partir de l'équation illustrée à la figure 4.3.8.2	74
Figure 4.4.1.1	Distribution des concentrations de 6 métaux dans divers tissus de jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude	83
Figure 4.4.1.2	Distribution des concentrations de 6 métaux dans les muscles de jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude	84
Figure 4.4.1.3	Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations de 8 métaux dans les oeufs frais de Balbuzard	86
Figure 4.4.1.4	Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations de 8 métaux dans les muscles des jeunes Balbuzards	87
Figure 4.4.2.1	Distribution des concentrations de DDE et de BPC dans les oeufs frais et le foie des jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude	93
Figure 4.4.2.2	Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations des 4 groupes d'organochlorés les plus fréquents dans les oeufs frais de Balbuzard	.96

	•	rage
Figure 4.4.2.3	Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations des 4 groupes d'organochlorés les plus fréquents dans le foie des jeunes Balbuzards	97
Figure 4.5.1	Distribution des valeurs de 3 paramètres relatifs aux coquilles des oeufs de Balbuzard, en fonction de la latitude	. 101
Figure 4.5.2	Distribution des valeurs prises par les variables de santé et l'âge, chez de jeunes Balbuzards du secteur La Grande selon les milieux hydrographiques considérés	. 104
Figure 4.5.3	Dispersion des stations sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des valeurs moyennes de 2 variables de santé et 2 variables de contamination au mercure total mesurées sur de jeunes Balbuzards élevés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson	. 106
Figure 4.6.1	Dispersion des stations sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations moyennes de 4 variables de reproduction et 3 variables de contamination au mercure total mesurées sur de jeunes Balbuzards élevés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson	. 107
·	LISTE DES ANNEXES	
Annexe 2.1	Description des régions à l'étude	. 130
Annexe 2.2a	Bilan des campagnes d'échantillonnage dans le sud du Québec des étés 1989 à 1991	. 131
Annexe 2.2b	Distribution, densité, statut et volume des nids de Balbuzard nichant dans le sud du Québec, de 1989 à 1991	. 131
Annexe 2.2c	Caractéristiques de la ponte et des nichées de Balbuzard dans le sud du Québec, de 1989 à 1991	. 132
Annexe 2.2d	Nombre d'oeufs pondus par nid actif de Balbuzard dans le sud du Québec (1989-1991)	. 132
Annexe 2.2e	Mensurations des œufs de Balbuzard nichant dans le sud du Québec en 1989, 1990 et 1991	. 1 <b>3</b> 3
Annexe 2.2f	Mensurations des coquilles d'oeuf de Balbuzard nichant dans le sud du Québec de 1989 à 1991	. 133

	·	<u>Page</u>
Annexe 2.2g	Nombre de jeunes Balbuzards et taux de croissance des aiglons dans les nids du sud du Québec quelque dix jours avant leur envol en 1989, 1990 et 1991	134
Annexe 2.2h	Nombre de jeunes à l'envol par nid actif de Balbuzard du sud du Québec (1989-1991)	134
Annexe 2.2i	Résidus de mercure total (mg/kg) dans les plumes d'adulte (poids sec) et dans les oeufs frais (poids frais) de Balbuzard du sud du Québec et au Venezuela (1989-1991)	135
Annexe 2.2j	Résidus de mercure total (mg/kg; poids frais) dans le sang de jeunes Balbuzards dans le sud du Québec (1989-1991)	135
Annexe 2.2k	Résidus de mercure total (mg/kg; poids sec) dans des plumes de contour de jeunes Balbuzards du sud du Québec (1989-1991)	136
Annexe 2.2I	Total des résidus de mercure (mg/kg; poids frais) dans certains tissus internes de jeunes Balbuzards dans le sud du Québec et au Venezuela (1989-1991)	136
Annexe 3.1	Variables écologiques et morphométriques calculées	137
Annexe 3.2	Méthodes analytiques utilisées pour les analyses chimiques et biochimiques	138
Annexe 3.3	Contrôle de qualité et validation des résultats analytiques	140
Annexe 4.2.2	Nombre d'oeufs pondus par nid actif de Balbuzard sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989-1991	142
Annexe 4.2.3	Nombre de jeunes à l'envol par nid actif de Balbuzard sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	143
Annexe 4.2.5.1	Fréquence relative des structures anatomiques utilisées pour l'identification des proies du Balbuzard sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	144
Annexe 4.2.5.2	Taille moyenne (mm) des espèces de poissons trouvés dans ou près des nids de Balbuzard selon les stations visitées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	145
Annexe 4.3.2	Résidus de mercure total (mg/kg) dans les plumes d'adulte (poids sec) et dans les oeufs frais (poids frais) de Balbuzard des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (1989-1991)	146
Annexe 4.3.4.1	Résidus de mercure total (mg/kg; poids frais) dans le sang de jeunes Balbuzards des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	147

		Page
Annexe 4.3.4.2	Résidus de mercure total (mg/kg; poids sec) dans des plumes de jeunes Balbuzards des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	. 148
Annexe 4.3.4.3	Résidus de mercure total (mg/kg, poids frais) dans certains tissus internes de jeunes Balbuzards des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, de 1989 à 1991	. 149
Annexe 4.4.2.1	Résidus (µg/kg; poids frais) de pesticides organochlorés et de BPC dans les oeufs et certains tissus de jeunes Balbuzards au Québec, de 1989 à 1991	150
Annexe 4.4.2.2	Concentration (ng/kg; poids frais) de dioxines et de furannes dans les oeufs et le foie de jeunes Balbuzards au Québec en 1990	. 151

.

## **ÉQUIPE DE RÉALISATION**

RESPONSABLE SCIENTIFIQUE D'ENVIRONNEMENT CANADA

Jean-Luc DesGranges<sup>1</sup>

DÉLÉGUÉ SCIENTIFIQUE D'HYDRO-QUÉBEC (VICE-PRÉSIDENCE ENVIRONNEMENT)

Marcel Laperle<sup>2</sup>

CHARGÉ DE PROJET

Jean-Luc DesGranges

RÉDACTION

Jean-Luc DesGranges

Jean Rodrigue<sup>1</sup> Bernard Tardif<sup>1</sup>

COMMENTAIRES

Birgit Braune<sup>3</sup> Claude Langlois<sup>2</sup>

ÉQUIPES DE TERRAIN - BIOLOGISTES

Marcel Laperle Martin Pérusse<sup>2</sup>

Jean-Luc DesGranges Jean Rodrigue Patsy Thompson¹ Laird Shutt¹

Éric Razurel1 Daniel Leclerc1

- GRIMPEURS

Richard Blain<sup>4</sup> André Emery⁴ Serge Joncas Michel Lizotte<sup>4</sup> Alain Saindon4 Patrick Sylvain⁴

PRÉPARATION ET SUPERVISION DES ÉCHANTILLONS

Brian Wakeford<sup>3</sup> Michael Kassera<sup>3</sup> Masresha Asrat<sup>3</sup> Monique Boily¹ Jean Rodrigue Dwight Russel<sup>3</sup>

**ANALYSES CHIMIQUES** - OC-BPC

- DIOXINES ET FURANNES

- MÉTAUX

Henry Won<sup>3</sup> Ross Norstrom<sup>3</sup>

Judith Vass<sup>5</sup>

**EXAMENS VÉTÉRINAIRES** 

Guy Fitzgerald<sup>6</sup> Stéphane Lair6 Daniel Leclerc

IDENTIFICATION DES PIÈCES DE POISSONS (GROUPE SHOONER)

George Morin<sup>7</sup> Bernard Tardif

TRAITEMENTS STATISTIQUES ET FIGURES

CARTOGRAPHIE (VICE-PRÉSIDENCE ENVIRONNEMENT)

Lise Allard<sup>2</sup> Jean Rodrigue

**DACTYLOGRAPHIE** 

Marie-Thérèse Guertin<sup>1</sup>

Service canadien de la faune;
 Hydro-Québec;
 Centre national de la recherche faunique;
 Engagés par le Service canadien de la faune;
 Analex inc.;
 Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie;
 Groupe Shooner inc.

#### INTRODUCTION

1

## 1.1 BIODISPONIBILITÉ DU MERCURE A LA SUITE DE LA CRÉATION DE RÉSERVOIRS

Dans un écosystème naturel, le processus de transfert du mercure du milieu terrestre vers le milieu aquatique est un processus lent, lié à l'érosion et au ruissellement du bassin versant (Borg et Johansson 1989). Depuis le début de l'ère industrielle, la combustion des produits fossiles et l'incinération des déchets ont augmenté la charge anthropique du mercure à partir de son relargage vers l'atmosphère et de son transport sur de longues distances (Lindqvist 1991; Lucotte *et al.* 1992). À la suite de la création de . réservoirs hydroélectriques, le mercure dans le sol et la végétation, peu mobile et peu accessible au milieu aquatique, devient disponible en raison des changements physiques, chimiques et biologiques engendrés par l'inondation de ces milieux terrestres (Tremblay et al. 1993). Le mercure d'origine naturelle et anthropique accumulé dans la couche organique des sols de surface est d'abord transformé en méthylmercure par la décomposition bactérienne, puis mis en circulation dans l'environnement aquatique par l'action des vagues, des glaces et du marnage qui mettent en suspension les horizons organiques du sol (Mucci et al. en prép.; Grondin et al. en prép.). Il ne s'agit donc pas d'une nouvelle source de mercure pour les réservoirs, mais plutôt d'une redistribution du mercure déjà présent dans l'environnement terrestre au profit du milieu aquatique (Pérusse 1991). Abernathy (1979) a démontré que le mercure présent dans les sols inondés était en quantité suffisante pour expliquer l'augmentation des teneurs en mercure des poissons dans les réservoirs. L'étude détaillée des réservoirs du complexe La Grande a également confirmé l'étendue spatiale et temporelle de ce phénomène chez les poissons sur le territoire de la Baie James (Messier et al. 1985; Brouard et al. 1990).

Les résultats du suivi des teneurs en mercure dans la chair des poissons des réservoirs du complexe La Grande montrent des teneurs en mercure relativement plus élevées chez le Grand Brochet (*Esox lucius*), un piscivore (0,8 à 2,3 mg/kg), que chez le Grand Corégone (*Coregonus clupeaformis*), un benthivore (0,3 à 0,7 mg/kg) (Brouard 1988a, b; Brouard *et al.* 1990). Ainsi, bien que toutes les espèces de poissons soient exposées au méthylmercure présent dans l'environnement aquatique, le fait que les teneurs soient

plus fortes chez les poissons piscivores reflète le processus de biomagnification ou d'augmentation des teneurs en mercure le long de la chaîne alimentaire.

Ces processus de bioaccumulation n'ont pas été beaucoup étudiés chez les espèces semi-aquatiques, soit celles qui vivent à proximité des réservoirs et se nourrissent presque exclusivement d'espèces aquatiques qu'elles y pêchent. Des travaux de recherche menés au complexe hydroélectrique de Churchill-Nelson, au Manitoba, ont montré que l'augmentation des teneurs en mercure dans les poissons à la suite de la mise en eau des réservoirs s'était répercutée sur la Loutre de rivière (*Lutra canadensis*) et le Vison d'Amérique (*Mustela vison*) vivant en bordure immédiate de ces derniers (Kucera 1983; Wren 1986). Bien que les teneurs en mercure n'aient pas atteint des seuils toxiques pour la faune terrestre semi-aquatique, une augmentation par rapport aux teneurs de base a néanmoins été observée (Canada-Manitoba Mercury Agreement 1987). Dans une revue de littérature, Pérusse (1991) montre que les variations des teneurs en mercure entre herbivores, benthivores/planctonophages/ omnivores et piscivores sont du même ordre de grandeur dans les milieux aquatiques et terrestres. Compte tenu de l'augmentation des teneurs en mercure des poissons au complexe La Grande, on peut émettre l'hypothèse d'un transfert de mercure plus important aux espèces semi-aquatiques se nourrissant de ces poissons comparativement à celles qui vivent en milieu naturel.

1.2 CHOIX D'UNE ESPÈCE SEMI-AQUATIQUE INDICATRICE D'EXPOSITION AU MERCURE
L'accumulation du mercure en milieu terrestre s'effectue presque uniquement par l'ingestion de nourriture.

Dans le nord du Québec, les espèces semi-aquatiques que leur régime alimentaire prédispose le plus à une augmentation de l'exposition au mercure sont des espèces piscivores, comme le vison, la loutre, les huarts (Gavia spp), les becs-scie (Mergus spp) et le Balbuzard (Pandion haliaetus). Cependant, le mode d'exploitation des réservoirs (marnage avec hausse continuelle du niveau d'eau en été) et leur déglacement plus tardif imposent des contraintes quant à leur utilisation possible par plusieurs de ces espèces. Ces particularités des réservoirs rendent difficile l'utilisation des milieux ripicoles pour la reproduction de la sauvagine et des huarts. Quant à la loutre et au vison, ils évitent généralement les grands plans d'eau;

préférant de beaucoup les rivières, les ruisseaux, les petits lacs et les étangs (Eagle et Whitman 1987; Melquist et Dronkert 1987).

Le Balbuzard présente, quant à lui, plusieurs caractéristiques écologiques qui lui permettent d'échapper aux contraintes des réservoirs, ce qui en fait une espèce bioindicatrice à fort potentiel pour l'étude de ce type de milieu. Le Balbuzard niche habituellement en hauteur, dans des arbres, de sorte qu'il peut continuer à utiliser le même nid après l'aménagement des réservoirs, ou s'en construire un nouveau lorsque nécessaire. En outre, cette espèce située au sommet de la chaîne alimentaire est essentiellement piscivore et peut consommer des poissons de taille généralement supérieure à celle des proies dont se nourrissent les autres espèces d'oiseaux piscivores. Comme les teneurs en mercure des poissons augmentent avec la taille de ceux-ci, le Balbuzard constitue donc une espèce bioindicatrice de choix pour étudier l'exposition au mercure et sa biomagnification dans la chaîne alimentaire semi-aquatique (Hakkinen et Hasanen 1980). Soulignons de surcroît, que des relevés récents ont confirmé un grand nombre et une large distribution des nids de cette espèce sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (Bider et Bird 1983; Consortium Gauthier & Guillemette - GREBE 1989, 1992a, b; Tardif et Morneau 1991), ce qui en facilite l'échantillonnage.

#### 1.3 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

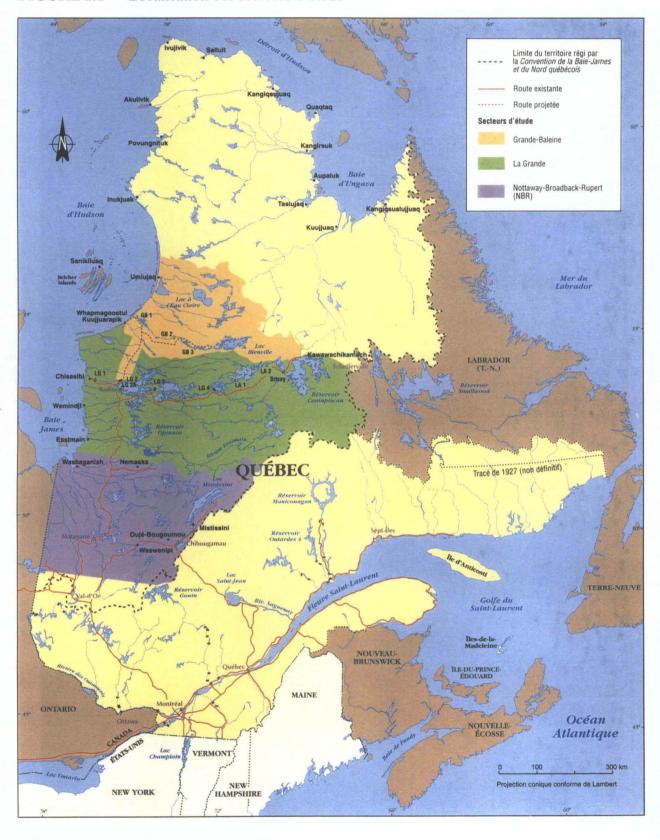
L'objectif principal de cette étude est:

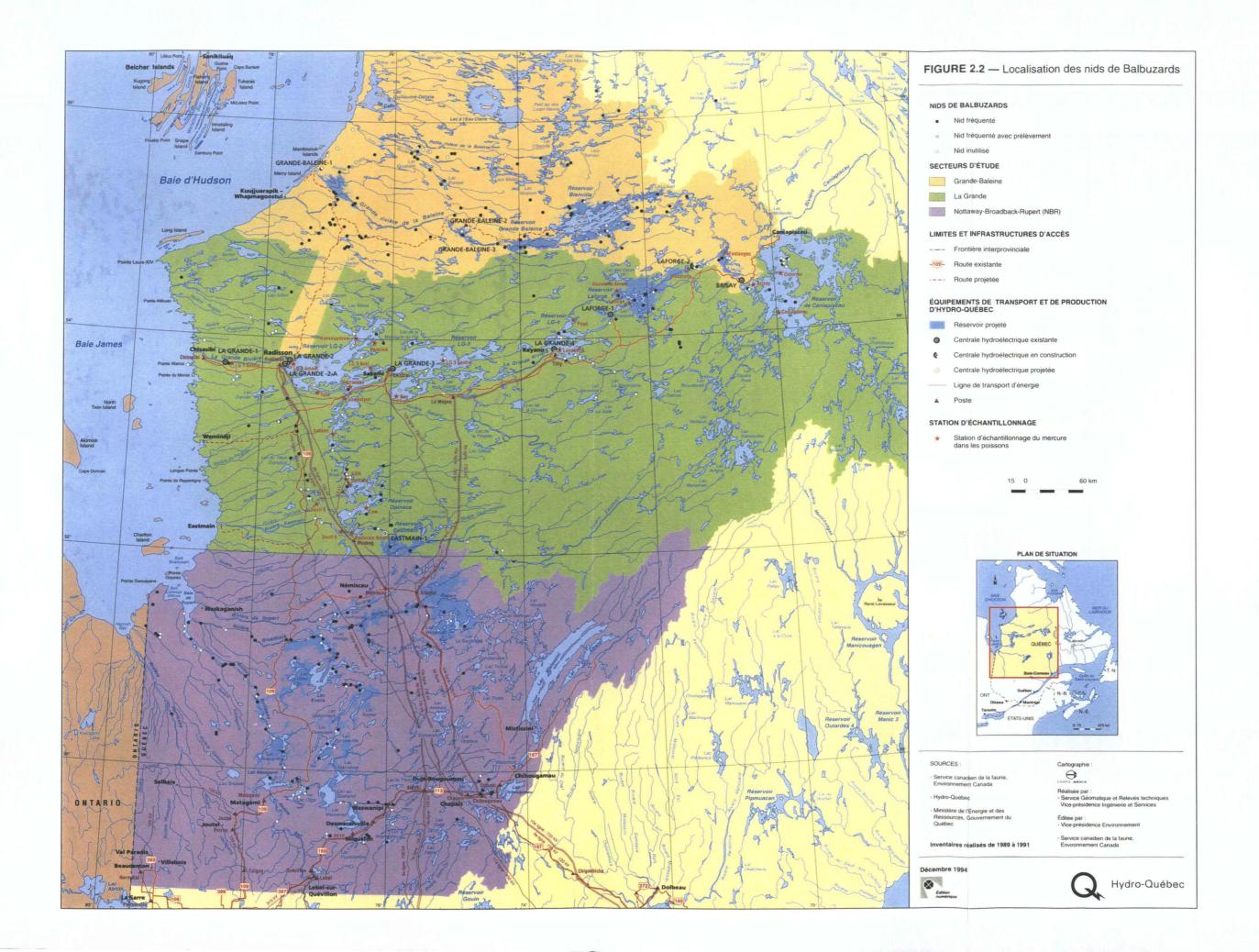
 de caractériser l'exposition au mercure chez le Balbuzard nichant en milieux naturel et aménagé, de même qu'évaluer sa biomagnification depuis les proies qu'il ingère.

Parallèlement à cet objectif principal, d'autres objectifs secondaires sont poursuivis à titre indicatif. Ce sont l'étude de:

- l'utilisation par le Balbuzard des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson à la période de nidification;
- l'utilisation pour son alimentation des ressources piscicoles de ces territoires;

FIGURE 2.1 — Localisation des secteurs d'étude





4) les conséquences possibles de l'exposition au mercure par voie alimentaire sur la ponte, de même que sur l'état général, le développement et le nombre de jeunes produits par les couples de Balbuzard nichant près des réservoirs du complexe La Grande.

#### Enfin, nous examinerons:

5) l'exposition du Balbuzard à d'autres contaminants (des métaux ainsi que des composés organochlorés), qui sont transportés par voie atmosphérique et qui pourraient constituer des facteurs confondants à l'exposition au mercure.

## 2. RÉGIONS À L'ÉTUDE

Nos travaux de terrain se sont déroulés dans la partie occidentale du moyen-nord québécois (Hamelin 1972) (figure 2.1), dans un territoire couvrant à la fois la Radissonie et l'Hudsonie, une vaste région de plus de 550 000 km² (annexe 2.1). Pour les besoins de ce rapport nous avons choisi de nommer ce grand espace "Territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson", appellation passée à l'usage pour désigner les vastes territoires à potentiel hydroélectrique du nord-ouest québécois.

Les habitats prospectés comprennent des réservoirs, des lacs, des rivières ainsi que le littoral marin dans deux situations pédologiques différentes, soit sur sol organique et sur sol minéral (Li 1985). La région du complexe La Grande, soit le secteur ouest [LG2 (inondé depuis 1979), Boyd-Sakami, Opinaca (1980), LG3 (1981) et LG4 (1983)] fournit les situations d'exposition maximale. Le secteur-est, en développement, (Vincelotte, Laforge, Fontanges) de même que le réservoir Caniapiscau (inondé depuis 1982) n'ont été visités qu'une fois à la période de la ponte, tandis que les milieux naturels de la région La Grande (LG) ainsi que les bassins hydrographiques de la grande et la petite rivière de la Baleine (GB) ainsi que des rivières Eastmain (EM), Nottaway, Broadback et Rupert (NBR) ont servi à déterminer les niveaux de référence dans diverses situations naturelles nordiques (figure 2.2). Quelques rivières à débit réduit (section est des rivières Eastmain et Opinaca) et à débit augmenté (rivière De Pontois) ont aussi été visitées.

Comme ces tronçons de rivières ne subissent pas l'influence d'un réservoir, ils ne présentent donc pas d'intérêt particulier en regard de la problématique du mercure, de sorte qu'ils pourront être traités avec les rivières naturelles lors des analyses statistiques.

Les données ont été réunies selon les régions géographiques (GB, LG, NBR) d'où elles proviennent. Les informations en provenance du milieu naturel ont été regroupées en tenant compte des milieux hydrographiques (i.e. lac, rivière et littoral) tandis que les différents plans d'eau résultant de l'aménagement du complexe La Grande constituent autant de secteurs distincts que nous avons resubdivisés en plusieurs stations. Celles-ci font référence aux stations d'échantillonnage du réseau de suivi environnemental du complexe La Grande.

À titre comparatif, nous présentons à l'annexe 2.2 les résultats provenant de la région des vieux réservoirs du moyen-nord québécois (Decelles, Dozois, Cabonga, Baskatong, Gouin, Kempt et Manic 1), car ils sont susceptibles de nous renseigner sur les effets à long terme (> 25 ans) de la création des réservoirs. Notre échantillonnage comprend également quelques nids situés dans l'estuaire du Saint-Laurent et en bordure de lacs laurentiens et appalachiens.

# 3 MATÉRIEL ET MÉTHODES

## 3.1 CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE SUR LE TERRAIN

## 3.1.1 Visite à l'incubation

Repérage des nids: Le repérage et la détermination du statut des nids de Balbuzard ainsi que le dénombrement des oeufs qu'ils contenaient et des adultes qui les fréquentaient ont été fait durant les mois de juin (entre le 1<sup>er</sup> et le 23 juin) de 1989 à 1991. À bord d'un hélicoptère A-Star, trois observateurs survolaient le pourtour des réservoirs (la couverture a été complète à l'ouest de Laforge) et de leurs îles, de même que les rives des grands lacs et des principales rivières, à une altitude moyenne de 30 m et à une vitesse approximative de 100 km/h. De cette façon, nous repérions environ deux nids par 100 km de

rivage. Dans les régions de Grande Baleine, Eastmain et Nottaway-Broadback-Rupert, nous nous sommes souvent rendus directement à des nids qui avaient été repérés par les équipes mandatées par Hydro-Québec (Consortium Gauthier & Guillemette - G.R.E.B.E). Notre échantillon en milieu nordique comprend 130 nids où une collecte de tissus biologiques a été faite (tableau 3.1.1). Nous disposons également de données sur la reproduction à 228 autres nids (Consortium Gauthier & Guillemette - G.R.E.B.E. 1989, 1992a, b; Tardif et Morneau 1991).

Données relatives au nid et aux oeufs: Le support du nid, ses caractéristiques (espèce d'arbre, vigueur, diamètre et hauteur), les mensurations du nid (diamètre et épaisseur) et le nombre d'oeufs qu'il contient ont été notés. Dans plusieurs nids, un oeuf a été collectionné au hasard. Il était alors mesuré (poids, diamètre et longueur), puis son contenu versé dans un pot de verre préalablement rincé à l'hexane et dont le couvercle était recouvert de papier d'aluminium. Le stade de développement de l'embryon a été évalué. On a laissé sécher les coquilles durant plus d'un mois avant de les peser et d'en mesurer l'épaisseur à l'aide d'un micromètre (Starret no. 1010m). La valeur moyenne de cinq mesures prises autour de la couronne de l'oeuf a été retenue. Soulignons à cet effet, que le développement de l'embryon passé 14 jours réduit l'épaisseur des coquilles (Romanoff et Romanoff 1963). Seuls 16% (n=8) des oeufs avaient dépassé ce stade de développement.

Collecte de plumes d'adultes: Des plumes d'adulte ont été ramassées aux environs de la plupart (46%) des nids. Les plumes qui ont servi aux analyses chimiques sont des rémiges primaires (34%), des rémiges secondaires (30%), des plumes de couvertures des ailes (20%), des plumes de corps (12%), des rectrices (2%) et divers autres types de plumes regroupés (2%).

Collecte de proies: Des restes de proies (morceaux de poissons, structures osseuses, écailles, etc.) ont été recueillis autant dans le nid qu'aux environs de son support. Les pièces anatomiques et les morceaux de poissons que nous avons trouvés (n = 235 pièces de 171 poissons à 49 nids) ont presque tous été

BILAN DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE RÉALISÉES SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON,

AU COURS DES ÉTÉS 1989 À 1991

**TABLEAU 3.1.1.1** 

RÉGION / SECTEUR	Nombre de nids avec	Nombre d'oeufs collec-	Nombre d'échantillons de plumes		d'échantillons de		Nombre d'échantil- lons de sang	Nombre de jeunes		
<u> </u>	collectes d'échantillons	tionnés <sup>2</sup>	Adultes	Jeunes	de jeune	Collec- tionnés	Bagués	Trouvés morts		
RÉGION GRANDE-BALEINE	17	15(0)	10	17	16	3	14	0		
LACS NATURELS	12	10	5	11	10	2		0		
RIVIÈRES NATURELLES	4	4	3	6	6	1		0		
LITTORAL	1	1	1	0	0	0		S/O		
RÉGION LA GRANDE	95	25(5)	43	107	106	15	94	1		
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	81	21	31	.78	77	13		1		
RÉSERVOIR OPINACA	25	6	7	21	21	4	•	0		
RÉSERVOIR LG2	28	8	18	41	39	4	*	1		
RÉSERVOIR LG3	6	1 .	2	3	4	1	1-	0		
RÉSERVOIR LG4	10	3	2	3	3	2	4.	0		
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	12	4	2	10	10	2		<b>0</b> ,0%		
- MILIEUX "NATURELS" - 1	14	4	12	29	29	2		0		
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ	1	0	1	3	3	1	*1.0	0		
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	5	3	2 .	6	6	0	* 	0		
LACS NATURELS	6	1	8	17	17	0		0		
RIVIÈRES NATURELLES	2	0	1	3	· 3	1		. 0		
RÉGION EASTMAIN				,						
RIVIÈRES NATURELLES	3	4(1)	1 ,	2 .	2	1 '	2	0		
RÉGION NOTTAWAY- BROADBACK-RUPERT	15	13(0)	6	14	12	4	11	0		
LACS NATURELS	6	5	3	5	4	2		0		
RIVIÈRES NATURELLES	8	7	1	9	. 8	2		0		
LITTORAL	1	1	0	0	0	0 -		S/O		

Les tronçons de rivières à débit augmenté et à débit réduit que nous avons étudiés ne subissant pas l'influence d'un réservoir, ils ne montrent pas de différences avec les milieux naturels quant à la problématique du mercure, aussi nous les considérons comme faisant partie de ce dernier groupe pour les besoins de ce rapport.

Les valeurs entre parenthèses représentent le nombre d'oeufs pourris.

identifiés à l'espèce par le Groupe Environnement Shooner, inc. (Morin 1991, 1992). La longueur des poissons a été estimée à partir de la banque du réseau de suivi environnemental (1986 à 1990) du complexe La Grande (Hydro-Québec Environnement, don. inéd.).

#### 3.1.2 Visite avant l'envol

Données relatives aux aiglons: Une deuxième visite en août (entre le 1<sup>er</sup> et le 27 août), alors que la majorité des jeunes sont âgés de 35 à 45 jours, a permis de noter le nombre de jeunes et d'adultes présents ainsi que le nombre d'oeufs non éclos, le cas échéant. Des mesures corporelles (le poids, la longueur des tarses, du culmen, de l'aile, de la serre du pouce gauche, de la 8<sup>e</sup> primaire gauche et de la 6<sup>e</sup> rectrice gauche) servant à calculer l'âge des aiglons, les dates d'éclosion et les taux de croissance ont été prises sur chacun des aiglons (144 aiglons dans 80 nids).

Collecte de plumes de jeunes: Chez tous les aiglons manipulés, nous avons coupé environ 3 g de plumes à l'aide de ciseaux. Ces plumes, dont la croissance était généralement complétée aux trois quarts, ont été prélevées de façon symétrique à différents endroits sur le corps (5° primaire, 5° secondaire, 2 plumes de couverture sur chaque aile, 4 plumes à la base inférieure et supérieure de la queue, de même qu'une rectrice) pour ne pas nuire à la capacité de vol des oiseaux.

Collecte de sang de jeunes: Nous avons également prélevé du sang sur chacun des aiglons manipulés. Les échantillons, prélevés à l'aide d'une seringue rincée à l'héparine, ont été placés dans un tube Vacutainer contenant un anticoagulant (EDTA). Les tubes ont été mis sur la glace jusqu'à leur congélation, le soir même. La quantité de sang prélevée a toujours été inférieure ou égale à 5 ml par aiglon, ce qui est trois fois moins que le volume de sang qui peut être prélevé sans occasionner de risques pour la santé d'oiseaux de cette taille (Campbell 1988). La détermination des valeurs d'hématocrite ("PCV") et de protéines totales a été effectuée le soir même. Une faible quantité de sang de chacun des échantillons était placée dans trois tubes capillaires héparinés pour microhématocrites (capacité de 40µl), puis centrifugée dans une microcentrifugeuse IEC-MICRO-MB. Le pourcentage de globules rouges (hématocrite) dans

chacun des tubes capillaires a été obtenu à l'aide d'une criptocarte, puis la valeur moyenne des trois lectures a été calculée. Le plasma obtenu par centrifugation des tubes capillaires a servi à la détermination des protéines totales à l'aide d'un réfractomètre Reichert-Jung et, là encore, la valeur moyenne de trois lectures a été retenue.

Des frottis sanguins ont été faits chaque soir pour l'étude subséquente des parasites sanguins (*Leucocytozoon sp.* et *Haemoproteus sp.*) par l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (UQROP) (Fitzgerald 1992). Aussitôt les lames disponibles, une coloration de Wright a été effectuée pour éviter la détérioration des échantillons. Les frottis sanguins ont été examinés au microscope optique (100x et 400x) pour déterminer la présence d'hémoparasites.

Collecte de jeunes: Bien que la majorité des jeunes aient été bagués (n = 121) puis remis dans les nids, nous avons tout de même choisi d'en sacrifier 23, soit un aiglon par station afin d'étudier le cheminement du mercure dans l'organisme ainsi que la présence d'autres contaminants davantage bioaccumulés dans les organes internes. Un jeune trouvé mort, de même que les oeufs non éclos (n = 6) ont aussi été récoltés. Tous les échantillons ont été congelés le jour même de leur collecte. Le bilan des campagnes d'échantillonnage est présenté au tableau 3.1.1.

À titre comparatif, nous rapportons également les valeurs d'un aiglon bagué à un nid du réservoir LG2 en 1990. Celui-ci a été recapturé cinq semaines plus tard à Long Island, N.Y., alors qu'il était âgé de 72 jours. Pour l'étude de la charge corporelle, la dissection de deux juvéniles remis à l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie a été effectuée. De plus, deux aiglons nés d'oeufs recueillis à Pointe Lebel dans l'estuaire du Saint-Laurent, ont été élevés en captivité, d'abord au Centre des rapaces du Collège Macdonald (Université McGill) puis à la faculté de médecine vétérinaire de St-Hyacinthe (Université de Montréal); ils ont fait l'objet de prélèvements sanguins.

#### 3.1.3 Paramètres écologiques calculés

Plusieurs variables qui renseignent sur les populations, le nid, les oeufs et le développement des aiglons ont été obtenues par calcul. Les formules mathématiques employées sont décrites à l'annexe 3.1.

#### 3.2 ANALYSES CHIMIQUES ET BIOCHIMIQUES

#### 3.2.1 Préparation des tissus

Les échantillons ont été expédiés au Centre national de la recherche faunique (SCF-Hull) pour leur préparation en vue des analyses chimiques. La préparation des oeufs pour l'analyse exige que les parties cornées (bec et tarses) de même que les ptérilies de l'embryon soient enlevées avant leur homogénéisation, ce qui peut influencer à la baisse les concentrations de mercure mesurées dans les oeufs (Backstrom 1969; Becker et al. 1993). Les plumes des aiglons ont été coupées en fins morceaux pour l'analyse. Le poids de plusieurs organes a été noté au moment de la dissection des juvéniles. Tous les tissus servant aux analyses chimiques, à l'exception du sang et des plumes, ont été homogénéisés à l'aide d'un Sorvall Omnimiser. Ceux n'ayant pas servi aux analyses chimiques ont été conservés dans la banque de tissus du Centre national de recherche faunique à Hull.

## 3.2.2 Méthodes analytiques et validation des résultats

Le type et le nombre d'analyses chimiques effectuées sur les tissus de Balbuzard sont présentés au tableau 3.2.2. Les méthodes analytiques utilisées sont décrites à l'annexe 3.2. Les analyses chimiques de métaux, à l'exception du césium-137, ont toutes été faites par le laboratoire Analex inc. à Laval. Le césium-137 a été analysé au laboratoire du bureau de la radioprotection et des instruments médicaux du ministère de la Santé et du Bien-être social du Canada, à Ottawa. Les analyses de pesticides organochlorés (OC) et de biphényles polychlorés (BPC) ont été effectuées à l'université de Windsor, en 1989, et au Centre national de la recherche faunique, en 1990 et 1991. Au total, 22 composés organochlorés et 41 congénères de BPC ont été analysés. La classification des congénères de BPC utilisée est celle adoptée

**TABLEAU 3.2.2** 

# LISTE DES COMPOSÉS CHIMIQUES RECHERCHÉS ET NOMBRE D'ANALYSES DANS LES DIFFÉRENTS TISSUS DE BALBUZARD

COMPOSÉS	ADULTE			JEUNE							
	Sang	Plumes	OEUF	Estomac	Sang	Foie	Reins	Muscles	Cerveau	Os	Plumes
MÉTAUX		·			· .					•	-
Mercure total	2	69	76	15	154	29	28	29	29	-	164
Méthylmercure	•	-	25	16	130	28	28	- 29	20	-	-
Sélénium	-	-	19	-	-	29	28	28	25	-	-
Cadmium	-	-	-	•	-	28	28	6	-	-	-
Plomb		. •	.17	• .	-	-	•	25	•	20	•
Arsenic .	-		19	<b>-</b>	. •	6	20	26	6	-	-
Cuivre, Fer, Zinc, Manganèse	-	-	18	-	-	-	· <b>-</b> .	25	-	-	-
Magnésium, Sodium, Calcium	•	• .	18	•	-	•		25	-	•	-
Chrome, Nickel	• .		18	-	•	•	•	25	•	•	-
Césium-137	-	-	•	-	•	-	-	13	•	-	•
PESTICIDES ORGANOCHORÉS (OC) <sup>1</sup>	1	-	8	•	32	29	-	-	-	-	-
BIPHÉNYLES POLYCHLORÉS (BPC) <sup>2</sup>	1	•	8		32	29		•	-	-	
DIOXINES (PCDD) <sup>3</sup>			1	-	-	4	-			•	-
FURANNES (PCDF) <sup>4</sup>	•	•	1	• •	-	4	.•	•	-	•	•

Pesticides organochlorés: p,p'-DDE, p,p'-DDD, Mirex, photo-Mirex, β-HCH, γ-HCH, α-HCH, trans-Chlordane, cis-Chlordane, Oxychlordane, trans-Nonachlore, cis-Nonachlore, Epoxide d'heptachlore, Dieldrine, 1245-Tétrachlorobenzène, 1234-Tétrachlorobenzène, Pentachlorobenzène, Hexachlorobenzène et Octachlorostyrène

Biphényles polychlorés: BPC totaux, Aroclor 1254:1260, Aroclor 1260, Congénères N° 5, 28, 31, 42, 44, 49, 52, 60, 64, 66, 70, 87, 97, 99, 101, 105, 110, 118, 128, 129, 137, 138, 141, 146, 151, 153, 158, 170, 171, 172, 174, 180, 182, 183, 185, 194, 195, 200, 201, 203, 206, Homologues de BPC 4, 5, 6, 7, 8 et Substitution en position ortho 1, 2, 3, 4

Dioxines: 2, 3, 7, 8 - TCDD, 1, 2, 3, 7, 8 - PnCDD, 1, 2, 3, 6, 7, 8 - HxCDD, 1, 2, 3, 7, 8, 9 - HxCDD, 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 - HpCDD et OCDD

Furannes: 2, 3, 7, 8 - TCDF et 2, 3, 4, 7, 8 - PnCDF

par l'Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée (IUPAC) (Ballschmiter et Zell 1980). Les analyses chimiques de dioxines et furannes ont été effectuées au Centre national de recherche faunique.

Du matériel de référence provenant du Conseil national de recherches du Canada (programme de standards de chimie analytique marine) a servi au contrôle de qualité des analyses des métaux tandis que le contrôle de qualité des analyses des composés organiques de synthèse a été fait à partir d'échantillons d'oeufs de Goéland argenté (*Larus argentatus*) qui font l'objet d'analyses régulières au CNRF. Le contrôle de qualité ainsi que la validation des résultats sont discutés en détail à l'annexe 3.3.

#### 3.3 ANALYSES STATISTIQUES

Des tests préliminaires de Shapiro-Wilk (Zar 1984) ont montré que la plupart de nos variables ne sont pas distribuées normalement (p > 0,05). En conséquence, nous avons employé des analyses de type non-paramétrique dans tous les cas où des valeurs de significativité statistique y sont rattachées. Les données brutes ont été utilisées directement, sauf en ce qui concerne les valeurs de proportion (p), qui ont été transformées en arcsin √p, tel que recommandé par Zar (1984).

Comparaison des valeurs entre échantillons: Pour la comparaison de deux ou plusieurs échantillons indépendants, les tests utilisés sont respectivement celui de Mann-Whitney et de Kruskal-Wallis. Dans les cas de comparaisons entre échantillons appariés (ex: [Hg] entre les aiglons d'un même nid), ces tests sont respectivement remplacés par celui de Wilcoxon et de Friedman (Zar, 1984). Dans tous les cas, les corrections à apporter pour les données liées ont été effectuées. Dans certains cas, nous avons aussi réalisé des comparaisons multiples subséquentes à ces analyses. Elles ont été calculées par l'intermédiaire de la statistique Q, qui est un test non-paramétrique analogue au test de Tukey (Zar 1984).

Corrélations entre les variables: Lorsque des valeurs de significativité statistique sont mentionnées, elles se rapportent dans tous les cas au coefficient de corrélation de Spearman (r.).

Analyses de régression: Les modèles de régression présentés sont tous de type linéaire et ont été élaborés par la méthode des moindres-carrés. Nous nous sommes assurés de la validité (linéarité) des relations mises en évidence par un examen de la distribution des résidus, tel que le conseillent Neter et Wasserman (1974) ce qui dans certains cas, notamment au chapitre de la biomagnification, a nécessité une transformation appropriée (logarithmique dans ce cas) de l'échelle de mesure des variables.

Analyses en coordonnées principales (PCOORD): Cette technique de cadrage multidimensionnel permet de positionner des objets (observations: aiglons, nids, stations, secteurs, régions, etc.) les uns par rapport aux autres en une ordination, de façon à ce que les distances entre ces objets correspondent d'une façon optimale aux valeurs de proximité entre ces mêmes objets, calculées à partir d'un ensemble de variables données. La mesure de proximité que nous avons utilisée est le coefficient de similarité (S) de Gower [Gower (1971); S15 de Legendre et Legendre (1984)]. Pour le calcul de ce coefficient, les données ont toutes été traitées de façon quantitative et, dans tous les cas, les écarts maximaux ont été calculés à partir de nos observations.

C'est la matrice de similarité entre les objets qui est soumise à l'analyse, de la façon décrite dans Legendre et Legendre (1984). Lorsque nos données le permettaient, nous avons procédé à une ordination des observations directement. Dans plusieurs cas cependant, compte tenu des absences d'information beaucoup trop fréquentes, nous avons regroupé les observations en valeurs moyennes par station, secteur ou région, selon les cas. Les résultats des analyses en coordonnées principales sont représentés par une ordination en deux dimensions, accompagnée d'un graphique illustrant la contribution relative des variables dans la dispersion des objets. Cette contribution correspond à la corrélation de Pearson entre les valeurs variables et les positions des objets sur chacun des deux axes représentés.

Programmes utilisés: Les statistiques descriptives ainsi que les tests de normalité ont été effectués à l'aide du logiciel JMP 2.0 (SAS Institute 1991). Les analyses de régression, les tests de Mann-Whitney, de Kruskal-Wallis, de Wilcoxon et de Friedman, ainsi que les analyses en composantes principales et les

corrélations, ont tous été calculés par le logiciel Statview 4.0 (Abacus concepts 1992). Les résultats de toutes les autres analyses ont été obtenus par l'intermédiaire du progiciel R (Legendre et Vaudor 1991): procédure SIMIL pour le calcul de matrices de similarité procédure PCOORD pour les analyses en coordonnées principales.

#### 4 RÉSULTATS

# 4.1 CONSÉQUENCES DE NOS DÉRANGEMENTS

Nos arrêts à plusieurs nids ainsi que la collecte d'échantillons d'oeufs, de plumes, de sang ou même d'aiglons ne semblent pas avoir eu de conséquences importantes sur le déroulement des activités de nidification. L'effet du prélèvement d'un oeuf sur le nombre de jeunes produits par nid peut être considéré négligeable. En effet, on ne constate pas de différence significative entre les nichées où il y a eu et où il n'y a pas eu prélèvement d'un oeuf en ce qui concerne le nombre de jeunes qui parviennent à l'envol, et cela, tant dans les milieux naturels (lacs et rivières), qu'aménagés (tableau 4.1.1). D'autre part, des visites supplémentaires effectuées à 17 nichées, entre 5 et 10 jours après nos manipulations, nous ont permis de constater que les aiglons se portaient tous bien. Dans un autre cas, au lac Villier en Mauricie, quatre aiglons de Balbuzard dont des plumes avaient été prélevées et qui avaient subi une prise de sang, ont été observés quelques jours plus tard en train de voler et de pêcher sans éprouver de difficulté apparente (C. Arbour, comm. pers.).

Nous avons en outre vérifié si nos dérangements avaient pu entraîner l'abandon de certains nids l'année suivante. Or, dans aucun cas, la collecte d'un oeuf ou la manipulation des jeunes ne semble avoir diminué la probabilité de réutilisation d'un nid l'année suivant nos activités (tableau 4.1.2). Soulignons que Poole (1981) a également constaté que ses visites aux nids n'avaient pas eu de conséquence négative sur le succès de la reproduction du Balbuzard sur la côte Atlantique.

## 4.2 HISTOIRE NATURELLE DU BALBUZARD

#### 4.2.1 Le nid

Distribution et densité des nids fréquentés: Nous avons trouvé des nids de Balbuzard dans toutes les régions visitées au Nouveau-Québec (figure 2.2; tableau 4.2.1.1). À proximité des réservoirs du complexe La Grande, la densité des nids fréquentés est de 2,1 par 100 km de rivage. Elle est très variable d'un

TABLEAU 4.1.1

EFFET DU PRÉLÈVEMENT D'UN OEUF SUR LE NOMBRE DE JEUNES, PAR NID,
QUI PARVIENNENT À L'ENVOL PAR MILIEU HYDROGRAPHIQUE ET
POUR CHACUNE DES ANNÉES D'ÉCHANTILLONNAGE

·	NOMBRE MOYEN DE JEUNES PAR NID		MANN-WH	ITNEY <sup>1</sup>	NOMBRE DE NIDS		
· .	Avec prélèvements	Sans prélèvements	Z	р	Avec prélèvements	Sans prélèvements	
1989							
Réservoirs <sup>2</sup>	1,5	1,0	1,00	0,32	2	2	
Lacs naturels	1,7	2,3	1,24	0,22	3	17	
Rivières naturelles	•	2,4	(Pas de pr	élèvements)	0	11	
1990		•	· .				
Réservoirs <sup>2</sup>	1,2	1,6	1,84	0,07	5	25	
Lacs naturels	1,0	2,0	1,90	0,06	5	7	
Rivières naturelles	1,8	1,2	1,40	0,16	11	29	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Le calcul a été fait sur le nombre moyen de jeunes par nid.

TABLEAU 4.1.2

EFFET DU PRÉLÈVEMENT D'UN OEUF ET DE LA MANIPULATION
DES JEUNES SUR LA PROBABILITÉ D'UTILISATION DU MÊME NID
L'ANNÉE SUIVANT LES DÉRANGEMENTS

	Nombre	de nids	Nombre de nids			
	Avec prélèvement d'un ceuf	Sans prélèvement d'un oeuf	Avec manipulation de jeunes	Sans manipulation de jeunes		
Réutilisés	6	21	19	10		
Non réutilisés	2	6	4	6		
χ²。	0,10		1,09			
p .	0,	75	0,30			

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Les lacs à débit augmenté (Boyd et Sakami) font partie de ce groupe.

TABLEAU 4.2.1.1

DISTRIBUTION, DENSITÉ, STATUT ET VOLUME
DES NIDS DE BALBUZARD SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES
ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

RÉGION/SECTEUR	Estimation du nombre de nids fréquentés par	Pourcentage de nids inutilisés			e des ni (m³)	ds	
	100km de rivage	mumses	x	8	n	Éter	ndue
RÉGION GRANDE-BALEINE	1,5	21%	3,9	2,1	22	0,6	/ 8,5
LACS NATURELS	1,5	22%	3,8	2,3	12	1,3	/ 8,5
RIVIÈRES NATURELLES	· -	11%	4,4	1,6	4	0,6	/ 6,9
LITTORAL	-	61%	4,7	-	1		4,7
RÉGION LA GRANDE	1,9	30%	3,2	2,1	62	0,5	/ 9,5
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	2,1	<b>29</b> %	3,0	2,0	5,0	0,5	/ 9,5
RÉSERVOIR OPINACA	4,2	12%	2,8	1,4	17	1,5	/ 4,2
RÉSERVOIR LG2	2,0	21%	3,4	2,5	22	0,4	/ 9,5 <sub></sub>
RÉSERVOIR LG3	0,7	50%	3,2	3,5	3	0,5	/ 7,1
RÉSERVOIR LG4	0,8	60%	2,3	1,2	4	1,1	/ 3,8
RÉSERVOIR CANIAPISCAU	2,2	50%	-	-	-	-	1-
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	2,3	33%	2,9	1,3	4	0,9	/ 7,1
DÉTOURNEMENT LAFORGE	2,6	42%	-	<b>-</b>	:	-	1-
- MILIEUX "NATURELS" 1 -	1,3	30%	3,6	2,5	15	0,3	/ 8,9
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ	3,6	· <b>o</b>	5,3	-	1		5,3
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	0,8	40%	3,2	2,7	4	0,9	Ϊ <b>7,</b> 1
LACS NATURELS	1,5	<b>3</b> 5%	4,5	2,7	6	2,0	/ 8,9
RIVIÈRES NATURELLES	1,6	40%	2,1	1,9	4	0,3	1 4,7
RÉGION NOTTAWAY- BROADBACK-RUPERT	1,2	25%	2,9	2,9	15	0,2	/ 7,1
LACS NATURELS	1,5	23%	3,4	2,6	5	0,9	/ 7,1
RIVIÈRES NATURELLES	3,7	23%	3,0	3,2	9	0,2	/ 7,1
LITTORAL	0,3	40%	0,2	- ·	1		0,2

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Inclut la rivière Eastmain (secteur amont) (voir note au bas du tableau 3.1.1.1)

réservoir à l'autre, passant de 0,7 au réservoir LG3 à 4,2 au réservoir Opinaca. La densité des nids se situe aux environs de 1,5 à 1,6 nids fréquentés par 100 km de rivage autour des lacs naturels et le long des rivières, dans ce secteur. On constate que globalement la densité des nids fréquentés sur la territoire de la Baie James et de la Baie d'Hudson ne diffère pas entre les milieux naturels et les milieux aménagés (Mann-Whitney: |Z| = 0,76; p = 0,45).

Étant donné nos nombreuses recherches en bordure des réservoirs (incluant les lacs à débit augmenté) situés à l'ouest de Laforge au complexe La Grande, nous croyons y avoir découvert, après trois étés d'inventaire, la plupart des nids actifs construits en milieu aménagé soit environ une trentaine. Par ailleurs, à partir des 2000 km de rivage de lacs et de rivières en milieu naturel que nous avons également fouillés au complexe La Grande, nous estimons qu'il y aurait environ une centaine de nids actifs construits en milieu naturel dans ce secteur (tableau 4.2.1.2). Ce nombre constitue vraisemblablement une valeur minimale puisque certains couples nichent parfois à plus de 20 km de leurs sites probables d'alimentation (F. Morneau, comm. pers.)

Les travaux d'inventaire menés par les équipes mandatées par Hydro-Québec sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson ont permis d'estimer les populations du Balbuzard dans les autres régions nordiques à l'étude. L'espèce est commune presque jusqu'à la limite des arbres, là où la saison estivale est encore suffisamment longue pour lui permettre de mener à terme l'élevage de ses jeunes. Il y aurait environ 600 couples nicheurs à Grande-Baleine (Consortium Gauthier & Guillemette - G.R.E.B.E. 1989), 350 couples à NBR (Consortium Gauthier & Guillemette - G.R.E.B.E. 1992a) et 45 couples à Eastmain (Tardif et Morneau 1991). Si on ajoute les quelques 130 couples qui nichent dans le secteur ouest du bassin versant de La Grande Rivière, on obtient une estimation de la population totale d'environ 1 200 couples nicheurs pour l'ensemble du territoire à l'étude situé entre le 49° et le 57° de latitude Nord, à l'ouest du 72° de longitude Ouest.

**TABLEAU 4.2.1.2** 

# DÉNOMBREMENT DES NIDS DE BALBUZARD DE LA RÉGION LA GRANDE (SECTEUR OUEST) À L'ÉTÉ DE 1991

000000000000000000000000000000000000000	. (	NOMBRE DE NIC	s
SECTEUR / STATION	ACTIFS	INACTIFS	TOTAL
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	33	27	· 60
RÉSERVOIR OPINACA	9	9	18
EM - Opinaca	1	0	1
EM - Lac Noyé	2	1	3
EM - EII	0	2	2
EM - Low	3	6	9
EM - Amont	. 3	. 1	4
RÉSERVOIR LG2	14	5	19
LG2 - Amont	3	0	3
LG2 - Anistiniwatiyayach	1	0	1
LG2 - Béréziuk	1	1	2
LG2 - Kanaaupscow	6	3	9
LG2 - Toto	2	1	3
LG2-LG3 - Aval	2	0	2
RÉSERVOIR LG3	2	2	. 4
LG3 - Roy	2	Ó	2
LG3 - Centre	0	2	2
RÉSERVOIR LG-4	4	7	11
LG4 - Lanouette	3	3	6
LG4 - Page	1	4	5
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	4	4	8
SK - Ladouceur	1	1	2
SK - Sakami	1	1	2
SKB - Côté	2	2	4
MILIEUX "NATURELS" -	30	17	47
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ			
LG - De Pontois	1	0	1
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	1	2	3
EO - Eastmain	0	2	2 -
EO - Opinaca	1	Ō	1
LACS NATURELS	22	13	35
RIVIÈRES NATURELLES	6	2	. 8

. .

Pourcentage de fréquentation: Nous trouvions généralement un nid inutilisé pour deux nids fréquentés. Notons que 88% des nids trouvés au réservoir Opinaca étaient fréquentés par des Balbuzards, tandis que plus de la moitié des nids en amont du barrage LG3 étaient inutilisés (tableau 4.2.1.1). Globalement, le pourcentage de fréquentation des nids est comparable entre les milieux naturels et les milieux aménagés (Mann-Whitney: |Z| = 0,98; p = 0,33). Henny et van Velzen (1972) évaluent entre 5 et 10% de la population, la proportion des immatures (sub-adultes) âgés de deux ans qui construisent des nids et les visitent à l'occasion sans toutefois y pondre. Le nombre de ces couples est très approximatif, car ceux-ci sont peu attachés à leur site de nidification (Newton 1977) et donc difficiles à recenser. Comme 90% des nids fréquentés étaient actifs, des individus immatures pourraient être propriétaires d'environ 10 % des nids dans les régions nordiques étudiées. Soulignons que les nids victimes de prédation ou abandonnés par les adultes font aussi partie de cette proportion.

Réutilisation du nid: Dans 43 cas, nous savons que le même nid a été utilisé plus d'une année par des Balbuzards. Cet échantillon, bien que modeste, nous a permis d'estimer à près de trois sur quatre (77%) les nids qui sont réutilisés au moins deux années de suite. Cette proportion ne diffère pas entre les milieux aménagés (75%) et les milieux naturels (82%) ( $\chi^2$  < 0,01; p = 0,96). Le fait qu'une nichée n'ait pas produit de jeunes une année ne semble pas avoir influencé la réutilisation du nid l'année suivante ( $\chi^2$  = 1,35; p = 0,25). Bien que les occupants des nids n'aient pas été marqués, ce fort taux de réutilisation suggère qu'il devait régulièrement s'agir d'au moins un des adultes de l'année précédente (Poole 1989). On peut noter à cet effet que Henny et Wight (1969) estiment à 14% la proportion des adultes qui décèdent chaque année.

Un nid du réservoir Opinaca, qui avait été occupé par un couple de Balbuzard en 1989, a été utilisé par un couple de Pygargue à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) en 1990. Nous avons également trouvé trois anciens nids de Balbuzard occupés par le Grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*)(dont un a été réutilisé par le Balbuzard l'année suivante) dans la partie sud du complexe La Grande, un nid utilisé par

le Goéland argenté au réservoir LG2 et enfin un autre occupé par la Chouette lapone (*Strix nebulosa*) (voir Consortium Gauthier & Guillemette-G.R.E.B.E. 1992b) dans la partie sud-ouest du territoire NBR.

Support et volume du nid: Au Nouveau-Québec, le nid du Balbuzard se trouve habituellement proche de l'eau, où il est le plus souvent érigé au sommet d'un grand arbre (93%; n = 447 nids; SCF et Consortium Gauthier & Guillemette-G.R.E.B.E. 1989, 1992b), habituellement vivant (68%) et suffisamment solide [environ 10 m de hauteur et 0,3 m de diamètre (dbh) (n = 92 & 74 respectivement)] pour supporter l'immense masse de branches sèches que constitue le nid de cet oiseau. Seize (16) nids ont été trouvés sur des arbres morts au-dessus de l'eau, dans des baies peu profondes des réservoirs du complexe La Grande (secteur ouest). Partout, on a trouvé la majorité des nids au sommet d'épinettes (97%; n = 336 arbres identifiés; SCF et Consortium Gauthier & Guillemette-G.R.E.B.E. 1989, 1992b) dont la tête paraissaît avoir été cassée sous le poids de la neige ou du verglas, ce qui offre alors une plate-forme naturelle sur laquelle l'oiseau peut édifier son nid. Quelquefois, les Balbuzards construisent leur nid près du sol, soit sur de gros blocs erratiques (1 nid), ou au sommet d'un rocher (10 nids) non accessible aux prédateurs terrestres, voire même sur des structures artificielles telles des pylônes (16 nids) ou des fils électriques (1 nid).

Le volume des nids inspectés varie considérablement, passant d'environ 0,2 m³ à 8,5 m³, pour une moyenne de 3,3 m³ (s = 2,3; n = 102) (tableau 4.2.1.1). Habituellement, les mâles rajoutent chaque été de nouvelles branches à la structure de leur nid de sorte qu'il tend à s'accroître d'année en année tant et aussi longtemps que le nid reste en place (Poole 1989). Soulignons que le volume du nid ne diffère pas entre les milieux naturels et aménagés (tableau 4.2.1.3).

## 4.2.2 **La ponte**

Date et taille de la ponte: La plupart des couples de Balbuzard dont nous avons suivi la reproduction au Nouveau-Québec ont commencé à pondre leurs oeufs vers la fin de mai dans les régions NBR et

TABLEAU 4.2.1.3

MESURES DE CERTAINES VARIABLES ÉCOLOGIQUES CARACTÉRISANT
LA NIDIFICATION DU BALBUZARD SELON LES TYPES DE MILIEUX ÉCHANTILLONNÉS
SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON

	MILI	EUX				HYDROGI	RAPHIE		-			ÉCORÉ	GION DU	PAYSAGE	
	NATURELS	AMÉNAGÉS	GB Lacs	GB Rivières	LG Réservoirs	Lacs à débit augmenté	LG Lacs	LG Rivlères	NBR Lacs	NBR Rivières	4 (GB Nord)	7 (GB Sud)	8 (LG)	12 (NBR nord)	15 (NBR sud)
Moyennes calculées au niveau	ı des valeurs p	ar nid						•			•				
Volume des nids (m³)	3,5 (a)	3,2 (a)	3,8 (a)	4,5 (a)	3,2 (a)	2,7 (a)	4,5 (a)	2,5 (a)	4,0 (a)	2,5 (a)	3,6 (a)	4,2 (a)	3,2 (a)	2,5 (a)	5,0 (a)
Date de ponte (jour julien)	151,3 (a)	150,1 (a)	160,0 (c)	156,3 (bc)	150,9 (b)	141,0 (a)	151,0 (ab)	147,3 (ab)	146,5 (ab)	145,9 (ab)	160,0 (b)	152,1 (ab)	149,7 (a)	146,4 (a)	149,0 (ab)
Nombre d'oeufs	2,7 (a)	2,7 (a)	2,9 (a)	3,0 (a)	2,6 (a)	3,1 (a)	2,5 (a)	3,0 (a)	2,7 (a)	2,7 (a)	2,8 (a)	2,7 (a)	2,7 (a)	2,9 (a)	2,3 (a)
Nombre de jeunes	2,0 (a)	1,8 (a)	2,2 (a)	2,3 (a)	1,8 (a)	1,9 (a)	2,2 (a)	2,1 (a)	1,7 (a)	1,7 (a)	2,2 (ab)	2,3 (a)	1,9 (ab)	1,7 (b)	1,4 (ab)
Mortalité	0,5 (a)	0,8 (a)	0,5 (a)	1,0 (a)	0,8 (a)	1,4 (a)	0,3 (a)	0,5 (a)	0,4 (a)	0,8 (a)	0,7 (a)	0,5 (a)	0,7 (a)	0,6 (a)	0,5 (a)
			* * *												
Moyennes calculées au niveau	ı des valeurs p	ar observation	· .				* .								•
Poids des œufs (g)	67,3 (a)	59,2 (a)	71,0 (a)	70,5 (a)	56,9 (a)	67,5 (a)	45,5 (a)	66,5 (a)	72,4 (a)	64,3 (a)	74,0 (a)	65,8 (a)	57,9 (a)	67,7 (a)	68,3 (a)
Volume des oeufs (cm³)	59,7 (a)	57,8 (a)	56,8 (a)	60,2 (a)	57,7 (a)	58,5 (a)	43,7 (a)	60,1 (a)	65,5 (a)	58,6 (a)	58,4 (a)	57,7 (a)	58,2 (a)	60,0 (a)	65,7 (a)
Épaisseur des coquilles (mm)	0,43 (a)	0,43 (a)	0,47 (a)	0,43 (a)	0,43 (a)	0,45 (a)	0,41 (a)	0,47 (a)	0,40 (a)	0,41 (a)	0,42 (ab)	0,47 (a)	0,43 (ab)	0,43 (ab)	0,34 (b)
Indice de Ratcliffe	2,40 (a)	2,43 (a)	2,74 (ab)	2,43 (a)	2,44 (ab)	2,40 (ab)		· 2,60 (ab)	2,08 (b)	2,18 (b)	2,43 (ab)	2,73 (a)	2,43 (ab)	2,34 (b)	1,81 (b)
Taux de croissance (g / j)	0,040 (a)	0,043 (b)	0,036 (ab)	0,039 (ab)	0,043 (b)	0,039 (ab)	0,040 (ab)	0,037 (a)	0,047 (ab)	0,042 (ab)	0,038 (a)	0,040 (a)	0,042 (a)	0,042 (a)	0,050 (a)
Âge (j)	40,2 (a)	38,1 (b)	46,5 (bc)	44,8 (bd)	. 37,3 (a)	43,8 (acd)	37,9 (acd)	41,1 (ab)	33,5 (ac)	37,6 (acd)	44,7 (8)	41,4 (ab)	38,2 (b)	36,8 (b)	31,0 (a)

Notes: 1. LG-rivières inclut les rivières Eastmain et Opinaca.

<sup>2.</sup> Les valeurs moyennes qui sont suivies d'une lettre différente pour un facteur donné sont significativement différentes au niveau de probabilité de 95%.

<sup>3.</sup> Pour les types de milieux, le test utilisé est le Mann-Whitney, alors que c'est le test de Q (comparaison multiple non-paramétrique) pour les deux autres facteurs.

Eastmain, au cours de la première semaine de juin à l'ouest du complexe La Grande et au début de la deuxième semaine de juin à l'est du complexe La Grande ainsi que dans la région Grande-Baleine (tableau 4.2.2.1). La date de ponte ne diffère pas entre les milieux naturels et aménagés (tableau 4.2.1.3). Elle diffère cependant entre les écorégions du paysage, la date de ponte de la région nord de Grande-Baleine étant plus tardive que celle de la plupart des autres écorégions (LG, NBR nord) situées plus au sud. Ces différences tiennent vraisemblablement au gradient climatique latitudinal. Soulignons en outre que la date de ponte est la seule variable écologique qui montre une différence significative entre les années (p < 0,05).

Le nombre d'oeufs pondus par nids actifs varie entre 1 et 4, la moyenne étant de 2,7 (s = 0,7; n = 158) (tableau 4.2.2.1; annexe 4.2.2). Cependant, il n'y a pas de différence entre les milieux aménagés et naturels relativement à cette variable (tableau 4.2.1.3). Soulignons, par ailleurs, que la taille moyenne de la ponte dans l'est de l'Amérique du nord était de 3,1 oeufs par couvée (n = 1027) avant l'avènement des pesticides en 1947 (Judge 1983).

Mensurations des oeufs et des coquilles: Le volume et le poids des oeufs varient considérablement, passant respectivement de 44 à 78 cm³ et de 57 à 81 g dans le cas des oeufs frais (tableau 4.2.2.2). Toutefois, il n'y a pas de différence significative quant aux mensurations des oeufs pondus par les femelles selon qu'elles nichent en milieux aménagés ou naturels (tableau 4.2.1.3).

Les mensurations concernant les coquilles des oeufs sont présentées au tableau 4.2.2.3. Il n'y a pas de différence entre les milieux aménagés et naturels quant à l'épaisseur des coquilles (tableau 4.2.1.3). Les écorégions diffèrent cependant entre elles, GB-Sud ayant des coquilles plus épaisses en moyenne que NBR-sud (Q = 3,49; p < 0,01). Quant à l'indice de Ratcliffe, bien qu'il ne diffère pas entre les milieux aménagés et les milieux naturels (tableau 4.2.1.3), on constate que les valeurs de cet indice sont significativement plus élevées dans l'écorégion GB-sud que dans NBR-nord et NBR-sud (Q ≥ 3,14; p < 0,05).

#### **TABLEAU 4.2.2.1**

## CARACTÉRISTIQUES DE LA PONTE ET DES NICHÉES DE BALBUZARD SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

	Années		Date de	e ponte	(jmols)		Années		Taük	e de la po	onte '	
RÉGION / SECTEUR / STATION	d'étude	ž	8	n	Éte	ndue	d'étude	¥	8	'n	Éten	ndue
RÉGION GRANDE-BALEINE	1989	07-06	3,1	17	02-06	/ 13-06	1989-90	2.9	0,3	20	2,0	/3
	1000		-			•		•			•	•
LACS NATURELS		09-06	2,5	11	05-06	/ 13-06		2,9	0,4	14 5	2,0	/3
RIVIÈRES NATURELLES		05-06	2,5	6	02-06	/ 09-06		3,0	0,0	1		;
LITTORAL		•	•	•	•	1 -		3,0	•	•		
RÉGION LA GRANDE	1989-91	28-05	6,7	113	15-05	/ 14-06	1989-91	2,7	0,7	109	1,0	1
MILIEUX AMÉNAGÉS -	1989-91	29-05	6,6	80	18-05	/14-06	1989-91	2,7	0,7	80	1,0	1
RÉSERVOIR OPINACA	1989-91	28-05	. 5,9	22	18-05	/ 10-06	1989-91	2,5	8,0	24	1,0	1
EM - Opinaca		31-05	5,5	5	24-05	/ 05-06		2,5	0,7	3	2,0	. 1
EM - Lac Noyé		31-05	3,4	5	28-05	/ 05-06		2,4	0,9	8	1,0	1
EM - EI		-		•	-	1 -		2,5	•	2	2,0	1
EM - Low		28-05	6,9	8	18-05	/ 10-06		2,3	1,0	9	1,0	1
EM - Amont		22-05	2,2	4	20-05	/ 25-05		3,0	0,0	3		
		***					4000.04			05		
RÉSERVOIR LG2	1989-91	31-05	4,8	41	23-05	/11-06	1989-91	2,8	0,5	25	1,0	1
LG2 - Amont		30-05	4,7	10	23-05	/ 07-06		3,0	0,0	4		
LG2 - Anistiniwatiyayach		02-06	3,1	5	30-05	/ 05-06		3,0	•	1		
LG2 - Bereziuk		•	•	•		1 -		2,0	•	1 .		
LG2 - Kanaaupscow		30-05	5,2	16	23-05	/ 11-06		2,6	0,7	- 11	1,0	i
LG2 - Toto		04-06	6,8	4	25-05	/ 10-06		2,5	•	2	2,0	ı
LG2-LG3 - Avai		31-05	2,6	. 6	26-05	/ 02-06		3,0	0,0	6		
RÉSERVOIR LG-3 LG3 - Roy	1989-91	14-06	0.6	4	13-06	/ 14-06	1989-91	3,0	0,0	3		
•			•			•		-	-		20	
RÉSERVOIR LG-4	1989-91	31-05	6,7	3	25-05	/ 07-06	1989-91	2,7	0,5	6	2,0	
LG4 - Lanouette .		•	•	•	•	1.		2,8	0,5 -	5 1	2,0	-
LG4 - Page		•	•	. •	•	, .		2,0	•	. '		
RÉSERVOIR CANIAPISCAU		•	•	•	-	1 -	1991	2,4	0,5	7	2,0	-
CA - Delorme		•		•	•	1 •		2,7	0,6	3	2,0	
CA - Caniapiscau						1 -		2,0	•	2		
CA - Brisay		•	-			1 -		2,0	•	1		
CA - Apulco		•	•	•	•	1 - 1		3,0	•	1		
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	1990-91	22-05	3,1	10	18-05	/ 28-05	1989-91	3,1	1,0	8	1,0	
SK - Ladouceur	1000 01	23-05	3,5	5	20-05	/ 28-05		3,5		2	3,0	
SK - Sakami			-,-			1 .		3,0	•	2	-,-	
SKB - CX6		20-05	2,3	5	18-05	/ 23-05		3,0	1,4	4	1,0	
	•	20 00		•		, 20 00						
DÉTOURNEMENT LAFORGE							1991	3,0	0,8	7	2,0	
LA - Vincelotte		•	•	•	•	1 -		3,0	1,0	3	3,0	
LA - Laforge		•	•	•	٠	1 -		3,0	1,0	3	3,0	
LA - Fontanges	•	•	•	•	•	1 -		2,0	•	1		
MILIEUX "NATURELS" -	1989-91	<b>27-05</b> .	6,8	3,3	15-05	/14-06	1990-91	2,7	0,6	29	1,0	
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ	400.	00.05	•-	٠.	00.00	100.00	:	••		_		•
LG - De Pontois	1991	30-05	5.7	3	26-05	/ 06-06	1991	3,0	•	1		
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	1989-91	22-05	5,7	- 6	15-05	/ 29-05	1991	2,7	0.6	3.	2.0	
EO - Eastmain		21-05	. •	2	17-05	/ 26-05		2,5	•	2	2,0	
EO - Opinaca		22-05	6,4	4	15-05	/ 29-05		3,0	•	1		
LACS NATURELS	1991	30-05	7,0	18	23-05	/ 14-06	1991	2,5	0,6	15	1,0	
RIVIÈRES NATURELLES <sup>2</sup>	~1991	29-05	6,4	6	25-05	/ 06-06	1990-91	3,0	0,5	10	2,0	
RÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	1990	23-05	8,1	15	14-05	/ 15-06	1990	2,7	0,7	25	2,0	
	1830		•	13		, 10 00	1330	٠,٠		ພ	2,0	
LACS NATURELS		28-05	10,0	6	18-05	/ 15-06		2,8	0,6	10	2,0	
RIVIÈRES NATURELLES		23-05	7,1	. 9	14-05	/ 01-06		2,6	8,0	13	2,0	
LITTORAL					_	1 -		2,5		2	2,0	- 1

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Seuls les nids où il y a eu ponte sont considérés dans ce calcul.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Inclut la rivière Eastmain (secteur amont) (voir note au bas du tableau 3.1.1.1).

MENSURATIONS DES OEUFS DE BALBUZARD DANS LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON

EN 1989, 1990 ET 1991

**TABLEAU 4.2.2.2** 

DÉGION / OFOTEUR / OTATION	État		Poids	des o	eufs (g			Volur	olume des oeufs (cm³)			
RÉGION / SECTEUR / STATION	des oeufs	x	s	n	Éte	endue	<del>x</del>	8	n	Éte	endue	
RÉGION GRANDE-BALEINE	Frais	70,0	7,3	7	59,0	/ 81,0	60,1	9,3	15	48,3	/ 87,4	
LACS NATURELS	Frais	70,5		2	68,0	/ 73,0	62.0	10.1	10	52,7	/ 87,4	
RIVIÈRES NATURELLES	Frais	70,3	9,6	4	59,0	/ 73,0 / 81,0	56,6	7,9	4	48,3	/ 66,1	
LITTORAL	Frais	<b>65,</b> 0	-	1,	1	65,0	56,0	-	1	1	56,0	
RÉGION LA GRANDE	Frais	67,8	6,7	9	59,0	/ 77,0	57,9	6,4	31	43,7	/ 66,3	
	Pourri	50,1	12,6	6	33,0	/ 63,5						
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	Frais	67,8	8,0	5	59,0	/ 77,0	<i>57,8</i>	<i>5,7</i>	22	49,1	/ 65,1	
	Pourri	48,5	14,5	4	35,0	/ 62,0						
RÉSERVOIR OPINACA	Frais	70,0		1		70,0	59,5	4,3	6	52,8	/ 64,7	
	Pourri	36,0	-	2	35,0	/ 37,0						
EM - Lac Noyé	Frais	70,0	-	1		70,0	60,0	3,9	3	56,4	/ 62,4	
EM - Low	Pourri	37,0	-	1		37,0	56,0	-	2	52,8	/ 59,2	
EM - Amont	Pourri	35,0	•	1		35,0	64,7	-	1		64,7	
RÉSERVOIR LG2	Frais	68,0	•	2	59,0	/ 77,0	59,3	5,6	8	51,0	/ 65,9	
	Pourri	60,0	-	1		60,0					-	
LG2 - Amont	Pourri	60,0	-	1		60,0	63,5	-	1		63,5	
LG2 - Kanaaupscow	Frais	68,0	-	2	59,0	/ 77,0	57,1	-	2	54,3	/ 60,0	
LG2 - Toto	Frais	-	-	•	-	1 -	60,3	-	1		60,3	
LG2-LG3 - Aval	Frais	•	-	-	-	1 -	59,1	7,9	4	51,0	/ 65,9	
RÉSERVOIR LG3 LG3 - Roy	Frais		-		_	1 -	50,8	•	1		50,8	
RÉSERVOIR LG4												
LG4 - Lanouette	Frais	60,0	-	1	1	60,0	51,9	3,5	3	49,8	/ 55,9	
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	Frais	73,0	-	1		73,0	58,4	7,4	4	49,1	/ 65,8	
	Pourri	62,0	• -	1		62,0	,	.,.	·		,,-	
SK - Sakami	Frais	-	-	-	-	1 -	64,2	-	2	62,7	/ 65,8	
SK - Ladouceur	Frais	73,0	-	1		<b>73,</b> 0	49,1	-	1		49,1	
	Pourri	62,0	-	1		62,0			•			
SKB - Côté	Frais	-	•	-	-	1 -	56,2	-	1		56,2	
- MILIEUX "NATURELS" -	Frais	67,3	6,6	4	60,0	/ 75,0	58,3	8,2	9	43,7	/ 66,3	
	Pourri	54,5		2	45,5	/ 63,5						
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT												
EO - Eastmain			-	-	-	1 -	65,2	1,4	3	63,6	/ 66,3	
LACS NATURELS	Pourri	45,5	-	1		45,5	43,8		1		43,8	
RIVIÈRES NATURELLES 1	Frais	67,3	6,6	4	60,0	/ 75,0	57,4	6,7	5	45,4	/ 61,4	
	Pourri	63,5	-	1		63,5						
RÉGION NOTTAWAY- BROADBACK-RUPERT	Frais	68,3	6,9	13	57,0	/ 77,0	61,7	6,1	13	54,0	/ 78,1	
LACS NATURELS	Frais	72,4	4,2	5	67,0	/ 77,0	65,5	7,7	5	57,8	/ 78,1	
RIVIÈRES NATURELLES	Frais	64,3	6,3	7	57,0	/ 74,0	58,6	3,1	7	54,0	/ 62,5	
LITTORAL	Frais	76,0	-	1		76,0	64,4	-	1	•	64,4	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Inclut la rivière Eastmain (secteur amont) (voir note au bas du tableau 3.1.1.1).

TABLEAU 4.2.2.3

MENSURATIONS DES COQUILLES D'OEUF DE BALBUZARD
NICHANT SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON,
DE 1989 À 1991

		Épa	isseu es d'o	r des euf (mr	n)	(	P coquil	oids ( les d'	ies oeuf (	g)		Indice	de R	atcliffe
RÉGION / SECTEUR / STATION	x	s	n	Éte	ndue	x	s	n	Éte	ndue	x	s	n	Étend
RÉGION GRANDE-BALEINE	0,44	0,03	15	0,39	/ 0,49	7,3	0,9	15	5,7	/ 8,9	2,53	0,24	15	2,12 /
LACS NATURELS	0,43	0,03	10	0,39	/ 0,47	7,1	0,9	10	5,7	/ 8,9	2,43	0,20	10	2,12 /
RIVIÈRES NATURELLES	0,47	0,03	4	0,43	/ 0,49	7,8	1,1	4	6,3	/ 8,9	2,74	0,20	4	2,45 /
LITTORAL	0,45	•	1		0,45	7,2	-	1		7,2	2,64	•	1	
RÉGION LA GRANDE	0,44	0,04	30	0,37	/ 0,54	7,0	0,8	29	5,7	/ 8,3	2,48	0,23	28	2,11 /
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	0,43	0,04	21	0,37	/ 0,52	6,9	0,8	20	5,7	/ 8,1	2,43	0,20	20	2,11 /
RÉSERVOIR OPINACA	0,42	0,04	5	0,37	/ 0,48	6,8	0,7	5	6,2	/ 7,6	2,40	0,29	5	2,12 /
EM - Lac Noyé	0,41	0,01	3	0,41	/ 0,42	6,8	0,7	3	6,2	/ 7,6	2,33	0,21	3	2,12 /
EM - Low	0,43	-	2	0,37	/ 0,48	6,9	-	2	6,2	17,6	2,49		2	2,16 /
RÉSERVOIR LG2	0,44	0,04	8	0,40	/ 0,49	7,3	0,6	7	6,3	/ 8,1	2,53	0,13	7	2,31 /
LG2 - Amont	0,38	•	1		0,38	7,5	•	2	7,2	/ 7,8	2,66	•	2	2,60 /
LG2 - Kanaaupscow	0,48	•	2	0,46	/ 0,49	6,8	-	1		6,8	2,31	-	1	
LG2 - Toto	0,40	•	1		0,40	7,3	8,0	4	6,3	/ 8,1	2,51	0,07	4	2,44 /
LG2-LG3 - Aval	0,45	0,04	4	0,42	/ 0,49	•	•	-	•	1 -	•	•	-	. 1
RÉSERVOIR LG3														
LG3 - Roy	0,40	-	1		0,40	5,7	٠	1		5,7	2,18	•	1	
RÉSERVOIR LG4													7	
LG4 - Lanouette	0,43	0,05	3	0,38	/ 0,47	6,5	8,0	3	6,0	17,4	2,41	0,21	3	2,27 /
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	0,45	0,05	4	0,44	/ 0,52	6,8	0,7	4	5,9	/ 7,6	2,40	0,21	4	2,11 /
SK - Ladouceur	0,39	•	1		0,45	6,6	-	1		6,6	2,63	•	1	
SK - Sakami	0,45	•	1		0,39	5,9	•	1		5,9	2,11	•	1	
SKB - Côté	0,48	•	2	0,44	/ 0,52	7,3	•	2	7,1	/ 7,6	2,43	-	2	2,39 /
- MILIEUX "NATURELS" -	0,46	0,05	9	0, <b>38</b>	/ 0,54	7,4	0,9	9	5,9	/ 8,3	2,59	0,05	8	2,23 /
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT														
EO - Eastmain	0,46	0,01	3	0,45	/ 0,47	7,9	0,2	3	7,8	/ 8,1	2,58	0,07	3	2,50 /
LACS NATURELS	0,41	•	1		0,41	5,9		1		5,9	· .			
RIVIÈRES NATURELLES 1	0,47	0,06	5	0,38	/ 0,54	7,3	0,8	5	6,5	/ 8,3	2,61	0,32	5	2,23 /
RÉGION NOTTAWAY- BROADBACK-RUPERT	0,40	0,05	13	0,31	/ 0,48	6,3	0,9	13	4,6	/ 7,6	2,13	0,28	13	1,54 /
LACS NATURELS	0,40	0,06	5	0,31	/ 0,48	6,4	1,1	5	4,6	/ 7,3	2,08	0,38	5	1,54 /
RIVIÈRES NATURELLES	.0,41	0,05	7	0,32	/ 0,45	6,3	0,9	7	5,1	/7,6	2,18	0,24	7	1,87 /
LITTORAL	0,35	•	1		0,35	6,3	-	1		6,3	2,03	•	1	

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Inclut la rivière Eastmain (secteur amont) (voir note au bas du tableau 3.1.1.1).

### 4.2.3 L'élevage des jeunes

Croissance des jeunes: Le taux de croissance des aiglons a été étudié au moyen du modèle logistique développé par Schaadt (1989). Le gain corporel moyen est de 40 g par jour chez les jeunes Balbuzards du nord du Québec (s = 7,0; n = 147 -- tableau 4.2.3.1). Les taux de croissance que nous avons observés sont du même ordre de grandeur que ceux rapportés par Schaadt (1989) pour de jeunes Balbuzards élevés le long des côtes de la Nouvelle-Écosse et par Steidl et Griffin (1991), plus au sud, le long de la côte Atlantique. Comme le taux de croissance est largement dépendant de l'âge (Schaadt 1989) et qu'il y a une différence significative entre les milieux naturels et aménagés relativement à l'âge des aiglons (tableau 4.2.1.3), nous avons tenu compte de ce facteur par une analyse de covariance. Celle-ci montre que même en considérant l'âge des aiglons comme covariable, les aiglons des milieux aménagés croissent légèrement plus vite (1,1X) que ceux des milieux naturels (p = 0,03). Toutefois, notre échantillon étant constitué en partie de jeunes dont on n'a pas pu déterminer le sexe, nous ne croyons pas qu'il faille accorder trop d'importance à ce résultat, d'autant que la différence du taux de croissance entre les deux types de milieu est de l'ordre de celle que Schaadt (1989) a trouvée entre les sexes.

Il est généralement admis que lorsque les succès de pêche du mâle, l'unique pourvoyeur de la famille jusqu'à l'envol des jeunes (Green 1976; Levenson 1979; Jamieson *et al.* 1982), ne suffit plus à satisfaire l'appétit grandissant de la nichée, seuls les jeunes les plus gros et les plus forts (habituellement les plus vieux) survivent. Le plus faible reçoit alors de moins en moins de nourriture (Forbes 1991), de sorte qu'il croît moins rapidement que les autres (McLean et Byrd 1991; Steidl et Griffin 1991; mais pas Stinson 1977a). Nous avons donc examiné l'effet de la compétition entre les jeunes d'une même nichée sur les taux de croissance des différents aiglons. Dans aucun cas, le cadet n'a semblé affecté dans son développement par la présence d'un (Wilcoxon: |Z| = 1,47; p = 0,14; n = 33 nids) ou de deux autres aiglons (Friedman:  $\chi^2 = 2,28$ ; p = 0,32; n = 18 nids) dans le même nid. Comme c'est le cas pour Steidl et Griffin (1991), cette conclusion reste la même lorsque l'on tient compte de l'effet possible de l'écart d'âge entre les aiglons sur les taux de croissance des différents jeunes d'une nichée.

**TABLEAU 4.2.3.1** 

# NOMBRE DE JEUNES BALBUZARDS ET TAUX DE CROISSANCE DES AIGLONS PRÉSENTS DANS LES NIDS DES RÉGIONS D'ÉTUDE QUELQUE DIX JOURS AVANT LEUR ENVOL EN 1989, 1990 ET 1991

	Tauv de	croissa	nce de	e iauna	e (ali)	Nom	hra da	ieunes <sup>1</sup>	par nic	t actif	à l'envol
RÉGION / SECTEUR / STATION	Taux Ut	S	n n		endue	11011	x	S	n n		ndue
							·				-
RÉGION GRANDE-BALEINE	38,0	4,0	17	32,0	/ 45,0		2,2	0,8	29	0,0	/ 4,0
LACS NATURELS	39,0	3,0	11	33,0	/ 45,0		2,3	0,9	17	1,0	/ 4,0
RIVIÈRES NATURELLES	36,0	4,0	6	32,0	/ 41,0		2,2	8,0	12	0,0	/ 3,0
RÉGION LA GRANDE	42,0	5,0	112	30,0	/ 57,0		1,4	1,1	96	0,0	/ 3,0
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	42,5	6,0	79	30,0	/ 57,0		1,4	1,0	61	0,0	/ 3,0
RÉSERVOIR OPINACA	42,0	7.0	21	33,0	/ 53,0		1,3	0,9	24	0,0	/ 3,0
EM - Opinaca	44,0	5,0	5	42,0	/ 47,0		1,6	1,1	. 7	0,0	/ 3,0
EM - Lac Noyé	45,0	6,0	5	38,0	/ 53,0		0,8	1,0	4	0,0	/ 2,0
EM - EII					•		1,5	-	2	1,0	/ 2,0
EM - Low	41,0	7,0	7	35,0	/ 53,0	**	1,0	0,5	8	0,0	/ 2,0
EM - Amont	38,0	9,0	4	33,0	/ 53,0		1,7	1,2	3	1,0	/ 3,0
RÉSERVOIR LG2	43,0	7,0	41	30.0	/ 57,0	•	1.6	1,0	24	0,0	/ 3,0
LG2 - Amont	42,0	6,0	10	32,0	/ 51,0 / 51,0		1,7	0,8	6	1,0	/ 3,0
LG2 - Anistiniwatiyayach	44,0	5,0	5	37,0	/ 53,0		1,7	1,5	3	0,0	/ 3,0
LG2 - Bereziuk	, ,,,	-,5	_	0.,5	, 55,5		2,0	.,-	1	0,0	2,0
LG2 - Kanaaupscow	43,0	9,0	16	30,0	/ 57.0		1,6	1,2	10	0.0	/ 3,0
LG2 - Toto	45,0		4	40,0	/ 52.0		1,5	•	2	1,0	/ 2,0
LG2-LG3 - Aval	43,0	8,0	6	34,0	/ 51,0		1,0	-	2	0,0	/ 2,0
RÉSERVOIR LG3 <sup>2</sup> LG3 - Roy	45,0	6,0	4	42,0	/ 50,0		1,5	1,3	3	0,0	/ 2,0
•		,-	·	,0	, 55,5		•	-		-	
RÉSERVOIR LG4	20.0		•	00.0			0,7	1,2	3	0,0	/ 2,0
LG4 - Lanouette	39,0	1,0	3	38,0	/ 41,0		1,0	•	2	0,0	/ 2,0
LG4 - Page							0,0	•	1		0,0
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	39,0	7,0	10	32,0	/ 49,0		1,7	1,2	6	0,0	/ 3,0
SK - Ladouceur	44,0	5,0	5	39,0	/ 49,0		3,0	-	, 1		3,0
SK - Sakami					•	•	0,0	-	1		0,0
SKB - Côté	35,0	2,0	5	32,0	/ 38,0		1,8	1,0	4	1,0	/ 3,0
DÉTOURNEMENT LAFORGE											
LA - Laforge	-	•	<b>-</b>	•	1 -		2.0	-	1		2,0
- MILIEUX "NATURELS" -	38,9	5,0	<b>33</b>	30,6	/51,6		1,6	1,2	34	0,0	/ 3,0
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ LG - de Pontois	43,0	6,0	3	40,0	/ 50,0		3,0	-	1		3,0
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	34,0	4,0	6	31,0	/ 42,0	•	1,8	1,3	4	0,0	/ 3,0
EO - Eastmain	35,0		2	33,0	/ 37,0		1,0		2	0,0	/ 2,0
EO - Opinaca	33,0		4	31,0	/ 40,0		2,5	-	. 2	2,0	/ 3,0
LACS NATURELS	40,0		18	33,0	/ 51,6		1,3	1,3	20	0,0	/ 3,0
RIVIÈRES NATURELLES 3	•						=	•			
HIVIERES NATURELLES	38,6	3,0	6	35,0	/ 43,0		1,9	0,9	9	0,0	/ 3,0
RÉGION NOTTAWAY- BROADBACK-RUPERT	44,0	7,0	15	35,0	/ 64,0		1,7	8,0	29	1,0	/ 3,0
LACS NATURELS	42,0	4,0	6	38,0	/ 49,0		2,2	0,8	6	1,0	/ 3,0
RIVIÈRES NATURELLES	42,0	6,0	9	35,0	/ 53,0		1,6	0,7	22	1,0	/ 3,0
LITTORAL	-	-	-	-	1 -		1,0	•	1		1,0
LACS NATURELS RIVIÈRES NATURELLES					/ 53,0		1,6		22		/ 3,0

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Il s'agit du nombre de jeunes encore présents dans un nid actif, plus de 35 jours après l'éclosion. <sup>2</sup> Au réservoir LG3, les jeunes Balbuzards étaient tous âgés de 30 jours et moins.

Au reservoir LG3, les jeunes Balbuzards étaient tous ages de 30 jours et moins.

Inclut la rivière Eastmain (secteur amont) (voir note au bas du tableau 3.1.1.1).

Succès de la nidification: À la suite des feux de forêts qui ont ravagé le secteur d'étude durant tout le mois de juillet 1989, 88% (n = 13) des nichées établies en bordure des réservoirs de la partie ouest du complexe La Grande ont échoué. En excluant ces nichées, 79% des autres nids actifs (n = 53 nids visités à la ponte et à l'élevage) ont été productifs c'est à dire qu'ils ont produit au moins un jeune à l'envol (tableau 4.2.3.2). Ce pourcentage de nichées réussies est comparable aux valeurs mesurées dans la région des Grands Lacs (66%) en 1991 (Ewins 1992), au Nouveau-Brunswick (67%) de 1974 à 1980 (Stocek et Pearce 1983), sur la côte atlantique (79%) en 1987 et 1988 (Steidl *et al.* 1991a) ainsi qu'en forêt boréale, en Saskatchewan (65%), entre 1975 et 1982 (Scott et Houston 1983).

De 1989 à 1991, nous avons constaté, en moyenne, une production de 1,9 jeunes par nid productif (en excluant les nids où un oeuf a été prélevé) (s = 0,8; n = 137 -- tableau 4.2.3.1; annexe 4.2.3). On constate que d'une façon générale les performances reproductrices augmentent du sud (NBR) vers le nord (GB) bien que le nombre de jeunes produits ne diffère pas entre les milieux aménagés et naturels (tableau 4.2.1.3). Ainsi, les nichées inventoriées dans la région sud de Grande-Baleine ont significativement plus de jeunes que celles de NBR-nord (2,3 vs 1,7 par nid) (Q = 3,30; p < 0,01).

Les valeurs que nous avons mesurées sont comparables à celles rapportées dans la littérature. Stocek et Pearce (1983) et Seymour et Bancroft (1983) ont mesuré une performance de 1,8 à 1,9 jeunes par nid productif dans les Maritimes de 1974 à 1981, tandis que Steidl *et al.* (1991a) en ont dénombré 2,2 par nichée réussie sur la côte atlantique en 1987-1988. Dans la région des Grands Lacs, en 1991, Ewins (1992) a trouvé 1,8 jeunes par nid productif, alors qu'en forêt boréale, en Saskatchewan, Scott et Houston (1983) en ont compté 2,1 en moyenne par nid productif, entre 1975 et 1982.

Mortalité: À nos visites en août, nous n'avons trouvé que six oeufs pourris, provenant d'autant de nids, dont cinq se trouvant en milieu aménagé (tableau 3.1.1.1). Seulement un jeune a été trouvé mort dans un nid du réservoir LG2 tandis qu'un jeune fraîchement tué par un Grand-duc d'Amérique (ce dernier y a laissé des plumes!) a été trouvé près d'un nid au réservoir LG2, et qu'un autre a disparu le jour suivant

TABLEAU 4.2.3.2

BILAN DE LA NIDIFICATION¹ DU BALBUZARD SUR LES TERRITOIRES

DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON,

DE 1989 À 1991

	MILIEUX AMÉNAGÉS	MILIEUX "NATURELS" NORDIQUES	TOTAL
NIDS TROUVÉS <sup>1</sup> (n)	70	70	140
NIDS FRÉQUENTÉS <sup>2</sup> (n)	61	66	127
% des nids fréquentés	87%	94%	91%
NIDS ACTIFS <sup>3</sup> (n)	53	61	114
% de nids actifs	87%	92%	90%
NIDS PRODUCTIFS <sup>4</sup> (n)	42	42	84
% de nids actifs	79%	69%	74%
OEUFS PONDUS (n)	147	171	318
$\overline{x} \pm s$ / nid actif	2,8 ± 0,7	2,8 ± 0,5	2,8 ± 0,6
JEUNES À L'ENVOL <sup>5</sup> (n)	64	57	121
% des oeufs	52%	57%	54%
$\overline{x} \pm s$ / nid actif	1,4 ± 1,1 (n = 45)	1,6 ± 1,3 (n = 36)	1,5 ± 1,1 (n = 81)
$\overline{x} \pm s$ / nid productif	1,9 ± 0,8 (n = 34)	2,3 ± 0,8 (n = 25)	2,1 ± 0,8 (n = 59)

Nids visités à la ponte et à l'envol. Un nid peut être compté jusqu'à trois fois, s'il a été visité à la ponte et à l'envol au cours des trois années de l'étude.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Un nid est dit fréquenté lorsque des adultes y ont été aperçus.

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Un nid est dit actif lorsque des oeufs y ont été pondus.

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Un nid est dit productif lorsqu'au moins un jeune y a pris son envol. Les aiglons étaient âgés de 39 j. en moyenne lors de notre dernière visite au nid.

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Les nids où un oeuf a été prélevé ne sont pas considérés dans ces calculs.

notre survol de son nid, au lac Kapkamikow. Le squelette d'un jeune que nous avions bagué a été retrouvé à 10 m de son nid, au lac Craven, l'année suivant sa naissance (D. Leclair, comm. pers.).

Globalement, on constate que 30% des oeufs pondus ne produisent pas de jeunes à l'envol, ce qui signifie qu'environ un oeuf par couvée de trois oeufs ne se rend pas à terme. Notons que nous n'avons pas trouvé de différence significative entre les milieux aménagés et naturels en ce qui concerne la mortalité (tableau 4.2.1.3).

Comme nous n'avons pas fait de visite à la période des éclosions, il est très difficile de savoir à quel moment de la saison de nidification surviennent ces pertes. Toutefois, nous sommes d'avis que l'éclosion des oeufs doit se dérouler normalement partout. En effet, à notre visite du mois d'août, en 1990 et 1991, nous avons été à même de constater que les trois quarts des couples ayant pondu élevaient des jeunes. De fait, si l'on fait abstraction de l'été 1989, alors que les feux de forêts ont considérablement perturbé la nidification du Balbuzard à la Baie James, on constate qu'au minimum 54 % des oeufs recensés ont donné naissance à des aiglons qui étaient encore vivants plus d'un mois après leur naissance (tableau 4.2.3.2).

Ce succès d'éclosion (minimal) est sûrement bon si l'on considère que 69% des oeufs pondus sur la côte Atlantique en 1988 et 1989, ont éclos (Steidl *et al.* 1991a). Au cours des années 70, le taux d'éclosion était de 47% au Nouveau-Brunswick (Stocek et Pearce 1983), de 48% dans la baie Chesapeake (Reese 1977), de 63% en Scandinavie (Odsjo et Sondell 1976) et de 73% en Corse (Bouvet et Thibault 1980).

### 4.2.4 Ressemblances écologiques entre les populations étudiées

Nous avons produit une ordination à partir des valeurs moyennes par station des variables caractérisant l'écologie du Balbuzard (figure 4.2.4). L'examen de cette figure montre que les Balbuzards qui fréquentent les différents milieux hydrographiques sont peu différenciés écologiquement puisque les stations sont dispersées uniformément sur toute l'étendue du diagramme. On constate en particulier que les stations des

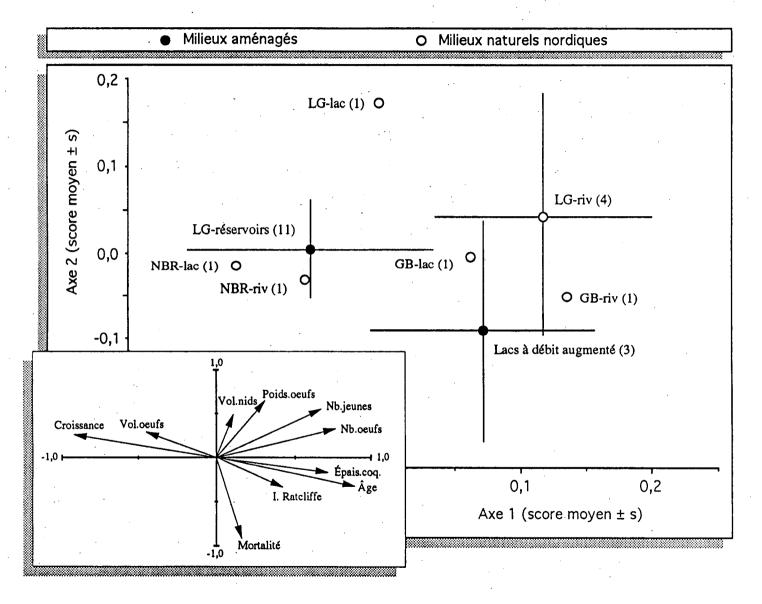


Figure 4.2.4. Dispersion des milieux hydrographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des valeurs moyennes par station de 10 variables écologiques. Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion (effectifs statistiques entre parenthèses).

milieux aménagés (réservoirs et lacs à débit augmenté) ne se distinguent pas de celles en milieux naturels, ce qui corrobore d'une façon synthétique les résultats des sections précédentes. Les vecteurs dans l'encadré (figure 4.2.4) montrent que les stations se distribuent sur le premier axe en fonction de plusieurs variables: épaisseur des coquilles, nombre d'oeufs, nombre de jeunes, taux de croissance et âge des aiglons, ces deux dernières variables ayant un poids relatif beaucoup plus élevé que les autres. Il y a donc une transition graduelle depuis les stations où les aiglons croissent plus rapidement parce qu'ils sont plus jeunes, jusqu'à celles où des aiglons plus âgés ont un taux de croissance plus faible. Par ailleurs, la variable "mortalité" est clairement associée au deuxième axe, sur lequel la dispersion des stations ne suggère aucun patron méritant d'être approfondi.

#### 4.2.5 Apercu du régime alimentaire

Le bilan de nos collectes de pièces anatomiques dans les nids ou à proximité de ceux-ci (n = 49) est présenté au tableau 4.2.5. L'annexe 4.2.5.1 présente de façon détaillée les structures ayant servi à identifier les espèces de poissons. Ce sont surtout des dentaires (44%), des écailles (26%) et des opercules (14%) qui ont servi aux identifications et à la détermination des mensurations et de l'âge des poissons. Les Grands Brochets et les Dorés jaunes (*Stizostedion vitreum*) ont surtout été identifiés à l'aide de pièces osseuses, tandis que ce sont surtout des écailles qui ont permis de reconnaître les meuniers (*Catastomus sp*) et les corégones. Toutes stations confondues, on constate que 64% des spécimens identifiés à l'aide des pièces osseuses sont des brochets, suivi des meuniers (17%), des dorés (8%) et des corégones (8%). Que ce soit dans les lacs, les rivières ou les réservoirs, le brochet est partout la plus grosse proie consommée (figure 4.2.5.1; annexe 4.2.5.2). Le plus gros brochet trouvé mesurait 91 cm, tandis que le plus petit poisson découvert est un Cisco de lac (*Coregonus artedii*) de 17 cm. Des 171 proies identifiées, trois échantillons seulement ne sont pas des poissons. Un squelette de canard a été trouvé au pied d'un nid au réservoir Opinaca, tandis que des moules ont été récoltées sous des nids dans la région Grande-Baleine, soit au lac Guillaume-Delisle (Moules bleues; *Mytilus edulis*) et au lac Élizabeth (Moules d'eau douce; *Mya sp.*) (tableau 4.2.5).

**TABLEAU 4.2.5** 

# NOMBRE DE PROIES TROUVÉES DANS OU PRÈS DES NIDS DE BALBUZARD SELON LES MILIEUX HYDROGRAPHIQUES ÉTUDIÉS SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON

PROIE	RÉSERVOIR <sup>6</sup> (n=29 nids)	LAC (n=11)	RIVIÈRE <sup>7</sup> (n=9)	TOTAL (n=49)
Grand Brochet (Esox lucius)	88	4	16	108
Meunier noir¹ (Catastomus commersoni) et Meunier rouge (C. catostomus)	10	12	6	28
Grand Corégone <sup>2</sup> (Coregonus clupeaformis) et Cisco de lac (C. artedii)	9	0	5	14
Doré jaune (Stizostedion vitreum)	6	6	1	13
Poissons sp. <sup>3</sup>	2	2	1	5
Moules <sup>4</sup>	0	2	0	2
Canard⁵	1	0	0	1
TOTAL	116	26	29	171

Les huit individus identifiés à l'espèce sont tous des Meuniers noirs.

Des 13 individus identifiés à l'espèce, 12 sont des Grands Corégones et 1 est un Cisco de lac.

Les pièces anatomiques trouvées dans ces cas n'étaient pas suffisantes pour permettre une identification complète des espèces.

Les moules trouvées au lac Étizabeth étaient des Moules d'eau douce (*Mya spp.*), tandis que celles trouvées au lac Guillaume-Delisle étaient des Moules bleues (*Mytilus edilus*).

Le squelette d'un canard barboteur a été trouvé sous un nid au réservoir Opinaca.

<sup>&</sup>lt;sup>6</sup> Les lacs à débit augmenté (Boyd et Sakami) font partie de ce groupe.

Les rivières à débit augmenté et à débit réduit que nous avons étudiées ne montrant pas de différences avec les milieux naturels quant à la problématique du mercure; nous les considérons comme faisant partie de ce dernier groupe.

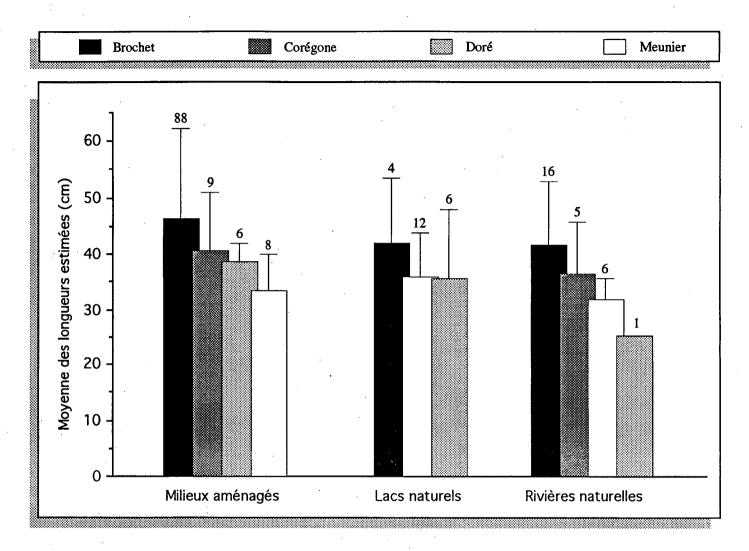


Figure 4.2.5.1. Longueur moyenne (et écart-type) des principaux poissons consommés par les Balbuzards qui nichent sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. La taille a été estimée à partir des pièces anatomiques trouvées au pied des nids (effectifs statistiques au sommet des barres).

Nous ne pouvons pas dire si toutes les pièces anatomiques récoltées au pied des nids sont celles de proies ayant bel et bien été consommées par des Balbuzards, puisque d'autres prédateurs pourraient avoir utilisé ces nids comme perchoirs pour déchiqueter leur nourriture. Rappelons à cet effet qu'un nid du réservoir Opinaca, qui avait été occupé par un couple de Balbuzard en 1989, a été utilisé par un couple de Pygarque à tête blanche en 1990 ce qui pourrait peut être expliquer la présence d'un squelette de canard trouvé sous un nid de Balbuzard. Notons en outre que l'étude de l'alimentation à partir des pièces anatomiques trouvées au sol près des nids augmente l'importance relative des gros individus et des grosses espèces dans le régime (Mersmann et al. 1992). D'une part, il est plus facile de trouver les grosses pièces osseuses (ex. dentaires) que les structures plus petites telles que les écailles et d'autre part, les poissons plus petits sont plus complètement mangés que les plus gros (Poole 1989). Néanmoins, notre étude du régime alimentaire étant de nature comparative, ces biais devraient être sensiblement les mêmes d'un milieu hydrographique à un autre. De plus, si nos estimations étaient biaisées dans le sens d'une sur-représentation du brochet, elles le seraient à toutes les stations du dispositif d'échantillonnage, ce qui n'est pas le cas. Dans les stations situées en milieu aménagé, reconnu pour favoriser l'augmentation des populations de brochet (Brouard et al. 1990), le brochet est retrouvé dans une proportion beaucoup plus élevée qu'en milieu naturel. À l'inverse, 81% (17/21) des pièces anatomiques trouvées au pied des nids établis près de lacs naturels dans les régions NBR et LG proviennent de poissons autres que le brochet (tableau 4.2.5).

Malgré que les effectifs soient répartis de façon inégale entre les lacs, les rivières et les réservoirs, la figure 4.2.5.2 montre clairement que le brochet est non seulement trouvé plus souvent en milieu aménagé qu'en milieu naturel, mais qu'il est de loin l'espèce la plus fréquemment retrouvée au pied des nids dans les milieux aménagées. Les tests entre les milieux pris deux à deux révèlent que les proportions des quatre principales proies ne diffèrent pas entre les rivières et les réservoirs ( $\chi^2 = 6.8$ ; p = 0.08; df = 3), mais que les lacs diffèrent des deux autres milieux ( $\chi^2 \ge 17.3$ ; p  $\le 0.01$ ; df = 3). Ainsi, le corégone est absent tandis

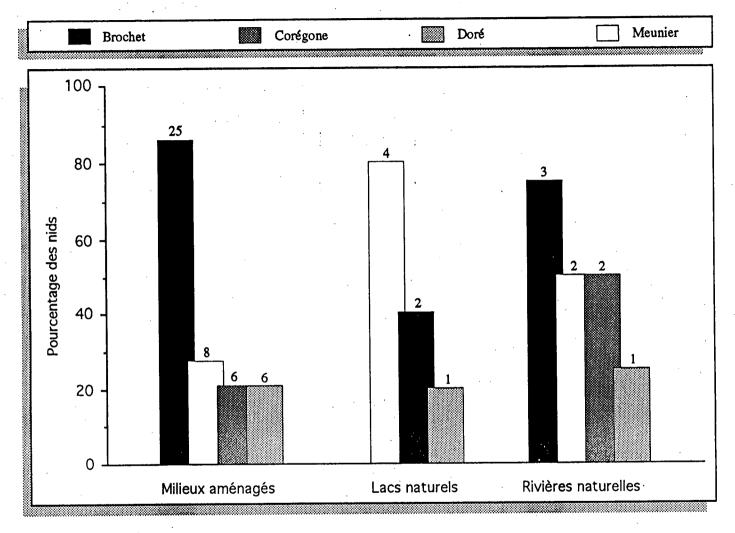


Figure 4.2.5.2. Fréquence relative des nids où les principales proies ont été trouvées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Les effectifs statistiques (nombre de nids) sont présentés au sommet des barres.

que le doré et surtout les meuniers, sont trouvés beaucoup plus souvent au pied des nids situés près des lacs naturels que ce à quoi on pourrait s'attendre sous l'hypothèse nulle de l'égalité des distributions entre les milieux.

Selon Géroudet (1984), le besoin quotidien d'un Balbuzard adulte est de 300 g de poisson et la consommation d'un couple et de ses trois jeunes, pendant la période de reproduction, est estimée à 3 quintaux, soit environ 1 000 poissons de 300 g. Cette estimation concorde assez bien avec celle de Poole (1989) qui fixe à 6 poissons de taille moyenne (25 à 35 cm; soit ± 300 g), le nombre de captures rapportées quotidiennement au nid par le mâle.

#### 4.3 BIOACCUMULATION DU MERCURE

### 4.3.1 Proportion du mercure total sous forme méthylique

Le mercure étant présent principalement sous forme méthylique (80 à 100%) dans les tissus des poissons (Skerfving 1972; Grieb *et al.* 1990; Bloom 1992), c'est sous cette forme qu'il est transféré, par voie alimentaire, aux jeunes Balbuzards. En effet, 90% du mercure mesuré dans les contenus stomacaux des aiglons était sous forme méthylique (figure 4.3.1), ce qui est beaucoup plus que la proportion de 54% mesurée par Fimreite (1974) dans les contenus stomacaux d'une autre espèce piscivore, le Grand Bec-scie (*Mergus merganser*).

Aucune différence significative n'a été trouvée entre les milieux naturels et les réservoirs quant à la proportion de mercure sous forme méthylique pour chacun des tissus analysés (Mann-Whitney,  $|Z| \le 1,49$ ;  $p \ge 0,14$ ) (figure 4.3.1). La moyenne de ce rapport est supérieure à 90% dans les oeufs, les contenus stomacaux, le sang, le cerveau et les muscles (sauf dans le milieu naturel: 84%) (figure 4.3.1). Par ailleurs, le rapport MeHg/Hg total est significativement plus faible (74 à 76%) dans le foie et les reins des jeunes comparé aux autres tissus ( $Q \ge 3,17$ ; p < 0,05)(figure 4.3.1).

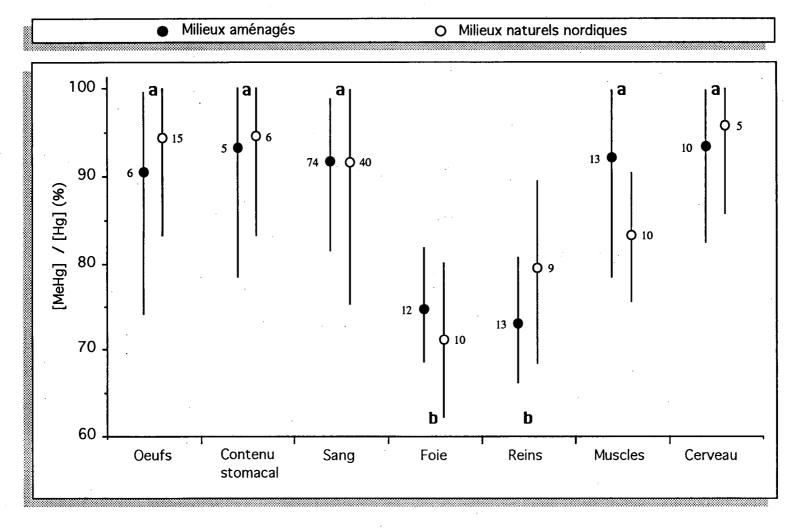


Figure 4.3.1. Proportion moyenne (et écart-type) de mercure sous forme méthylique dans les oeufs frais et différents tissus de jeunes Balbuzards, sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Les lettres identiques indiquent qu'il n'y a pas de différence entre les tissus, en considérant les milieux naturels et aménagés ensemble (les effectifs statistiques sont indiqués à côté des symboles).

Des rapports MeHg/Hg total plus faibles que ceux que nous avons mesurés chez les aiglons de Balbuzard ont été mesurés dans le foie (20-70%), les reins (8-70%) et les muscles (72-94%) de trois Balbuzards adultes capturés en Norvège (Norheim et Froslie 1978) tandis qu'un adulte capturé au Venezuela présentait un très faible rapport MeHg/Hg total dans le foie, soit 4% (SCF, donnée inédite). De faibles proportions de méthylmercure dans le foie ont également été observées chez le Pygargue à queue blanche (Haliaeetus albicilla) (15-68%) en Norvège (Norheim et Froslie 1978), de même que chez des Goélands argentés au Danemark (42%) (Karlog et Clausen 1983).

Bien que le degré de contamination en mercure de l'oiseau puisse influencer la déméthylation du mercure (Norheim et Froslie 1978), nous n'avons pas trouvé de relation significative ( $r_s \le 0.35$ ;  $p \ge 0.10$ ) entre la proportion de méthylmercure dans un tissu donné et la concentration en mercure total dans ce dernier. Il n'y a pas non plus de relation significative ( $r_s \le 0.49$ ;  $p \ge 0.16$ ) entre les concentrations en méthylmercure et le pourcentage en lipides dans le foie, les reins, les muscles ou les oeufs.

La forte proportion en méthylmercure dans les oeufs, le sang, les muscles et le cerveau n'est pas étonnante car, grâce à ses propriétés ioniques, le mercure peut, sous cette forme, pénétrer les membranes biologiques plus facilement que n'importe quel autre composé mercuriel (Johnels *et al.* 1968; Jugo 1979).

La plus faible proportion de méthylmercure dans le foie et les reins peut être dûe à sa conversion en une forme de mercure moins toxique, un mécanisme de désintoxification utilisé chez certains oiseaux de proie (Norheim et Froslie 1978) étant donné que le mercure inorganique est métabolisé plus rapidement dans l'organisme que le méthylmercure (Scheuhammer 1987b).

### 4.3.2 Exposition au mercure chez le Balbuzard adulte

L'analyse des teneurs en mercure dans les tissus de Balbuzards adultes n'a porté que sur les plumes seulement (figure 4.3.2; annexe 4.3.2). Des plumes tombées au pied des nids au moment de la mue d'été ont été trouvées en quantité suffisante pour en faire l'analyse à 56 nids (dont 4 nids sur 2 années). Dans les milieux naturels, elles contenaient en moyenne 16,5 mg/kg (s = 12,8; n = 29) de mercure, tandis que celles trouvées sous les nids construits en bordure des réservoirs affichaient une moyenne de 58,1 mg/kg (s = 51,3; n = 31) de mercure, ce qui est 3,5 fois plus qu'en milieu naturel (tableau 4.3.2).

La concentration du mercure dans les plumes d'adulte est très variable. Cela tient en partie au fait que les échantillons analysés comprennent plusieurs types de plumes formées à différents moments du cycle annuel (Furness et al. 1986; Braune et Gaskin 1987a) et provenant d'oiseaux d'âge et de sexe variables (Braune et Gaskin 1987a; Furness et al. 1986; Burger et Gochfeld 1991). Malgré cela, le type de milieu fréquenté par les adultes exerce une influence de premier ordre. Ainsi, les concentrations varient entre 1,2 mg/kg au lac Craven (LG-naturel) et 193 mg/kg au réservoir LG2 (LG2-Toto). Des adultes nichant au réservoir LG3 (LG3-Roy) et au réservoir Opinaca (EM-Low) présentaient aussi des concentrations très élevées de mercure dans leurs plumes (170 et 168 mg/kg respectivement). Dans un autre cas au réservoir Opinaca (EM-Low), nous disposions de suffisamment de plumes pour reprendre l'analyse deux autres fois, la dernière analyse ayant été précédée d'un lavage visant à éliminer toute trace de contamination extérieure sur les plumes. Les trois mesures étant relativement proches les unes des autres: 100, 124 et 97 mg/kg après lavage, nous croyons que les fortes teneurs qui ont été mesurées ne tiennent vraisemblablement pas à un apport exogène de mercure qui se serait déposé à la surface des plumes.

Les concentrations du mercure dans les plumes sont supérieures à 40 mg/kg chez 53% des adultes nichant à proximité des réservoirs (n = 16 sur 31) comparativement à 3% chez ceux des milieux naturels (n = 1 sur 29). La quasi absence en milieu naturel d'adultes ayant beaucoup de mercure dans leurs plumes, suggère que la population de Balbuzard vivant en bordure des réservoirs du complexe La Grande

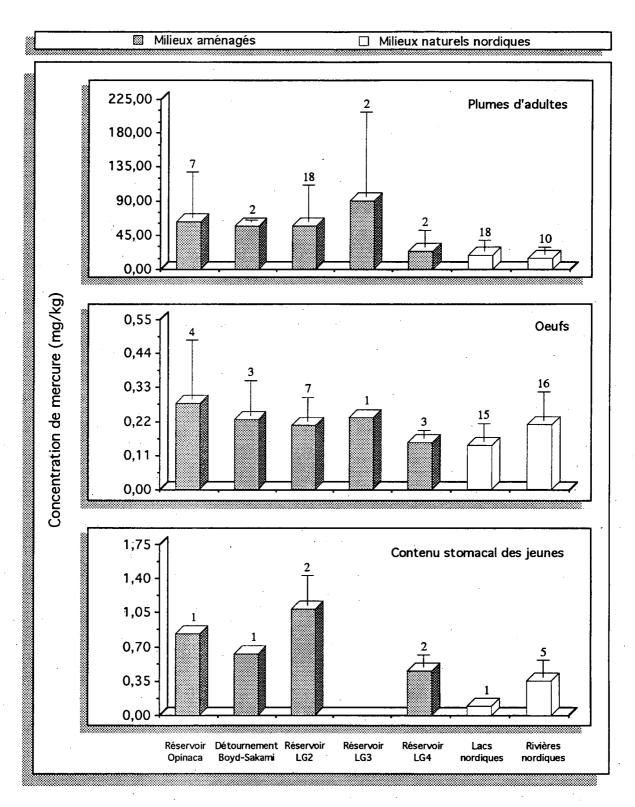


Figure 4.3.2. Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans les plumes d'adultes, les oeufs frais et le contenu stomacal des jeunes Balbuzards, selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (les effectifs statistiques sont indiqués au sommet des barres).

TABLEAU 4.3.2

CONCENTRATIONS DE MERCURE TOTAL (mg/kg) DANS DIFFÉRENTS TISSUS DE BALBUZARD DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

		Milieu	x aména	gés				Mann-Whitney				
Variable	Moyenne	Écart-type	n	Éto	endue	Moyenne	Écart-type	n	Éte	ndue	ΙΖΙ	р
Oeuf	0,22	0,11	18	0,10	/ 0,54	0,18	0,10	33	0,06	/ 0,51	1,20	0,23
Foie	3,61	2,16	13	0,97	/ 8,54	0,72	0,36	10	0,24	/ 1,34	3,75	<0,01
Reins	5,28	3,08	13	1,35	/ 11,82	0,91	0,51	9	0,37	/ 2,06	3,71	<0,01
Cerveau	1,01	0,59	13	0,21	/ 1,89	0,23	0,11	10	0,08	/ 0,40	3,60	<0,01
Muscles	1,79	1,07	13	0,45	/ 3,93	0,36	0,20	10	0,12	/ 0,74	3,60	<0,01
Contenu stomacal	0,76	0,33	6	0,37	/ 1,30	0,31	0,19	6	0,09	/ 0,60	2,40	0,02
Plumes de jeunes	37,35	20,09	78	5,50	/ 101,00	6,96	4,32	63	2,10	/ 26,50	9,62	<0,01
Plumes d'adultes	58,09	51,34	31	5,30	/ 193,00	16,47	12,82	29	1,20	/ 68,00	3,64	<0,01
Sang de jeunes	1,94	0,91	78	0,51	/ 5,51	0,39	0,24	60	0,07	/ 1,21	9,75	<0,01

Y 31 }

est beaucoup plus exposée au mercure dans ses habitats de nidification qu'elle ne l'est dans ses quartiers d'hiver situés en Amérique centrale et en Amérique du Sud.

La concentration moyenne en mercure des plumes de Balbuzards sub-adultes et adultes récoltées ailleurs au Québec entre 1947 et 1992 par l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proies, le ministère de l'Environnement et de la Faune, certains musées d'histoire naturelle et le Service canadien de la faune est de 14,3 mg/kg (s = 12,5; n = 27). Ces concentrations varient entre 0,8 (réservoir Manic 1) et 44,3 mg/kg (Lac St-Joseph) (SCF, données inédites).

#### 4.3.3 Teneur en mercure des oeufs

Les concentrations de mercure dans les oeufs frais vont de 0,06 mg/kg au lac Bienville (GB-Lac) à 0,54 mg/kg au réservoir Opinaca (EM-Lac Noyé) (figure 4.3.2; annexe 4.3.2) et ne varient pas en fonction du degré de développement des embryons réparti en trois classes (0-7 jours; 8-14 jours; 15 jours et plus) (Kruskall-Wallis; H = 4,04; p = 0,13).

Les concentrations en mercure dans les oeufs frais des femelles qui nichent en bordure des réservoirs ne diffèrent pas de celles mesurées en milieu naturel (tableau 4.3.2). Ces valeurs sont inférieures à l'intèrvalle (0,3 à 0,5 mg/kg) considéré normal pour le Balbuzard (Ljunggren *et al.* 1971). De fait, les concentrations de mercure dans les oeufs pondus sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson sont comparables à celles mesurées dans des oeufs en provenance de la côte est des États-Unis (Steidl *et al.* 1991b; Audet *et al.* 1992).

Six oeufs pourris et sans développement ont en outre été récoltés au mois d'août. Avec 0,36 mg/kg (s = 0,19) les oeufs pourris sont légèrement plus contaminés que les oeufs frais. La valeur maximum de mercure, 0,72 mg/kg a été trouvée au réservoir Opinaca (EM-Low) dans un nid qui contenait aussi un jeune vivant.

La concentration de mercure dans les oeufs dépend de plusieurs facteurs dont la dose à laquelle sont exposées les femelles par leur régime alimentaire (Tejning 1967; Heinz 1974; Scheuhammer 1987a), ainsi que la séquence de ponte des oeufs (Becker et Sperveslage 1989). Chez le Balbuzard, comme chez plusieurs espèces d'oiseaux, une quantité considérable de nourriture est requise au moment de la formation des oeufs, ce qui se traduit souvent par un apport additionnel de nourriture par le mâle à sa femelle au moment des parades d'accouplement. La contamination des oeufs devrait donc refléter davantage celle de la nourriture ingérée au site de reproduction que la bioaccumulation de contaminants survenue au cours de la migration prénuptiale (Lewis *et al.* 1992). Soulignons, qu'en Écosse, la femelle Balbuzard pond son premier oeuf environ 12 jours après son retour au site de nidification (Green 1976), tandis que dans la région des Grands Lacs, la moyenne est de 17 jours (s = 5; n = 19) (Ewins et Bishop 1992).

En milieu boréal, les réservoirs restent gelés plus longtemps (la date moyenne du déglacement du réservoir LG2 est le 9 juin) que les rivières et la majorité des lacs (Hydro-Québec, données inédites). À leur arrivée au printemps, les Balbuzards qui nichent en bordure des réservoirs du complexe La Grande (la ponte débute aussi tôt qu'à partir du 18 mai au réservoir Opinaca) se nourrissent probablement en milieu naturel (moins contaminé en mercure), peut-être dans les sections de rapides déjà libres de glace (Poole 1989), expliquant par le fait même l'absence de différence entre les concentrations de mercure des oeufs des divers types de milieu. Ce phénomène pourrait s'appliquer davantage aux individus les plus âgés qui sont souvent les premiers à arriver sur les sites de reproduction (Poole 1989).

### 4.3.4 Exposition au mercure chez le Balbuzard juvénile

Les données concernant les jeunes sont beaucoup plus complètes que celles sur les adultes et leurs oeufs (annexes 4.3.4.1 à 4.3.4.3). Pour chacun des aiglons (n = 142) présents dans les nids (n = 82) lors de notre passage au mois d'août, nous avons récolté des plumes et prélevé un échantillon de sang. Pour

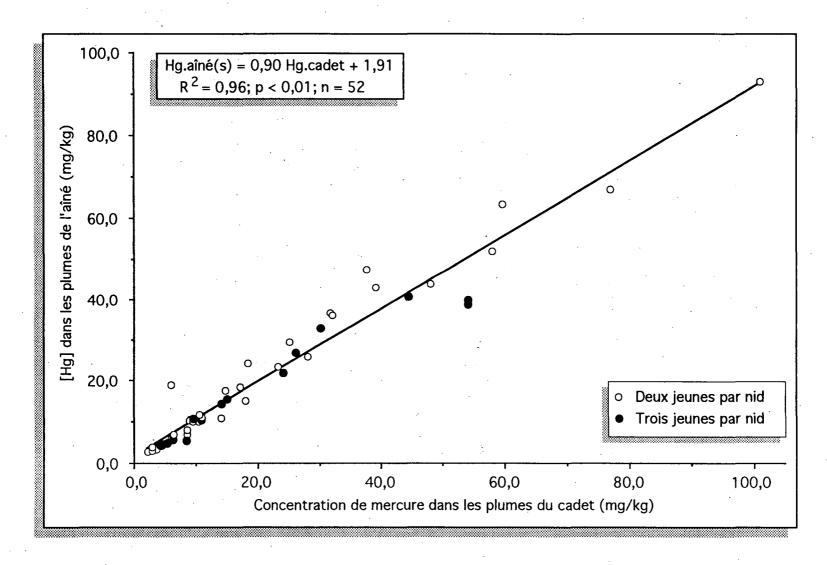


Figure 4.3.4.1. Comparaison des concentrations de mercure total dans les plumes, entre les jeunes Balbuzards d'une même nichée. L'aîné correspond à la moyenne des deux aiglons les plus âgés lorsqu'il y a trois jeunes par nid.

23 nichées (13 près des réservoirs, 6 près des rivières et 4 près des lacs), nous avons également prélevé un jeune afin de faire l'analyse des tissus internes.

*Variabilité intra-couvée*: La variabilité entre les concentrations en mercure dans le sang et les plumes des jeunes Balbuzards d'un même nid est très faible, les coefficients de variation moyens étant pour le sang de 12,6% (n = 46 nids) et pour les plumes de 10,4% (n = 52 nids). Il n'y a pas de différence significative entre les aiglons d'un même nid, tant en ce qui concerne la concentration de mercure dans le sang (2 jeunes/nid: |Z| = 0,36; p = 0,72; n = 29 nids -- 3 jeunes/nid:  $\chi^2 = 0,21$ ; p = 0,90; n = 17 nids), que dans les plumes (2 jeunes/nid: |Z| = 1,05; p = 0,30; n = 34 nids -- 3 jeunes/ nid:  $\chi^2 = 0,22$ ; p = 0,90; n = 18 nids). La figure 4.3.4.1 illustre l'étroite correspondance qu'il y a entre les valeurs de mercure mesurées chez les jeunes provenant d'un même nid.

Variabilité inter-sexuelle: Nous avons aussi vérifié s'il y avait une différence entre les sexes quant aux concentrations de mercure dans le sang et les plumes des aiglons. Dans les nids où il y avait deux aiglons d'un même sexe et un seul de l'autre, nous avons utilisé la valeur moyenne des aiglons du même sexe. Les tests de Wilcoxon (échantillons appariés par année et par nid) n'ont pas montré de différence entre les sexes quant aux concentrations de mercure dans le sang (|Z| = 0.25; p = 0.81; n = 14 nids) et dans les plumes (|Z| = 1.32; p = 0.19; n = 15 nids).

Variabilité inter-annuelle: Nous avons également vérifié s'il y avait une différence entre les années 1990 et 1991 quant au mercure contenu dans le sang et les plumes des jeunes élevés sur les réservoirs Opinaca et LG2. Les tests de Wilcoxon réalisés sur les valeurs moyennes par nid ne montrent pas de différence entre les années, tant pour le mercure dans le sang (|Z| = 1,07; p = 0,29; n = 10 nids) que pour celui contenu dans les plumes (|Z| = 0,66; p = 0,51; n = 10 nids).

Comparaison entre les milieux aménagés et les milieux naturels: Pour tous les tissus, les teneurs en mercure total sont beaucoup plus fortes chez les aiglons élevés au pourtour des réservoirs du complexe La Grande qu'en milieu naturel (figure 4.3.4.2). Avec des moyennes de 37,3 mg/kg (s = 20,1; n = 78) de mercure total dans les plumes et de 1,9 mg/kg (s= 0,91; n = 78) dans le sang, les teneurs sont, dans les deux cas, cinq fois plus élevées chez les aiglons nés en bordure des réservoirs du complexe La Grande (secteur à l'ouest de LG4) que chez ceux élevés près des lacs et rivières des territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (tableau 4.3.2) (figure 4.3.4.3) (annexes 4.3.4.1. et 4.3.4.2). On remarque cependant que les concentrations en mercure chez les aiglons élevés au réservoir LG4 sont semblables à celles mesurées en milieu naturel.

Bien que notre échantillonnage soit plus faible dans le cas des tissus internes, nous sommes aussi à même de constater l'importante différence entre les teneurs en mercure des tissus internes des jeunes récoltés près des réservoirs du complexe La Grande et celles mesurées chez les aiglons en provenance des zones témoins situées ailleurs sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (figure 4.3.4.2). Ces différences sont supérieures de l'ordre de 4 fois dans le foie, 5 fois dans le cerveau et les muscles, et 6 fois dans les reins des aiglons élevés près des réservoirs (tableau 4.3.2).

Les concentrations de mercure dans les muscles des Balbuzards élevés en milieux naturels nordiques sont du même ordre de grandeur que celles détectées en Scandinavie par Ljunggren *et al.* (1971). En Finlande, Hakkinen et Hasanen (1980) se sont par ailleurs intéressés aux teneurs en mercure dans des tissus de jeunes Balbuzards exposés à une source industrielle. Dans tous les cas, leurs maximums sont de 80% à 90% inférieurs à nos valeurs maximales. Dans l'est des États-Unis, on a déjà dosé 21 mg/kg et 35 mg/kg de mercure dans le foie de Balbuzards immatures, ce qui pourrait avoir causé la mort de ces individus (Wiemeyer *et al.* 1987). Ces teneurs sont de 2,5 à 4 fois supérieures à notre concentration maximale pour ce tissu, valeur enregistrée chez un jeune de la station Toto du réservoir LG2 (8,5 mg/kg). Notons qu'un aiglon, né au réservoir LG2 et capturé à Long Island (N.Y.) alors qu'il était âgé de 72 jours, ainsi

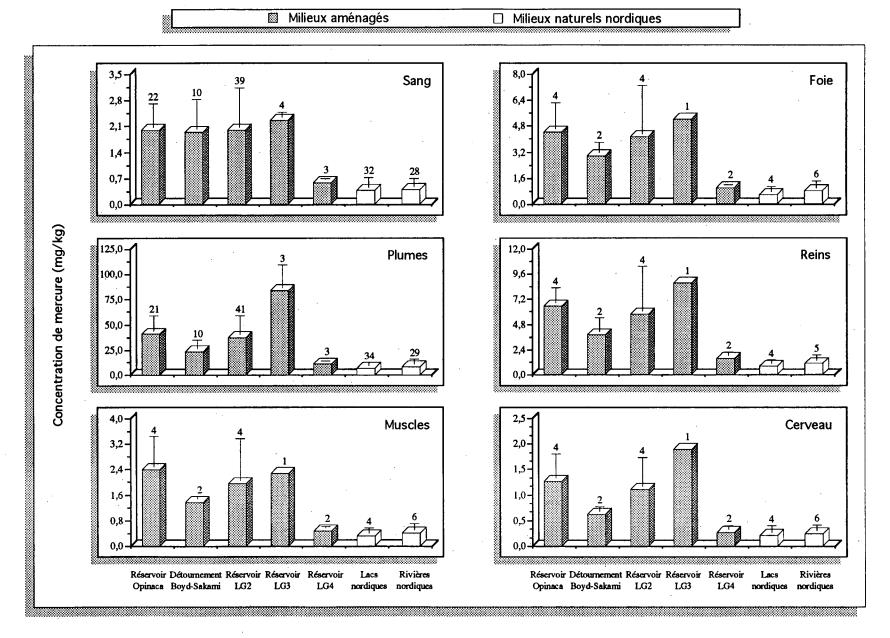


Figure 4.3.4.2. Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans 6 tissus de jeunes Balbuzards, selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (les effectifs statistiques sont indiqués au sommet des barres).

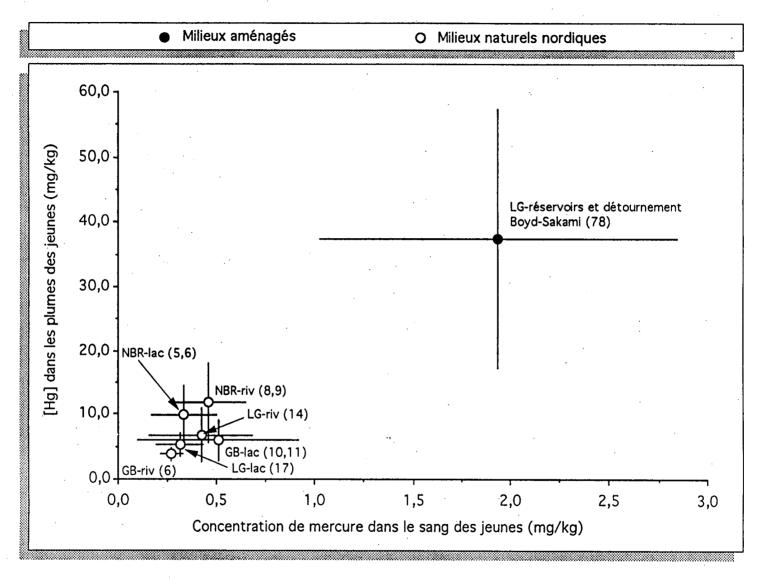


Figure 4.3.4.3. Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans le sang et les plumes des jeunes Balbuzards selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (les effectifs statistiques sont indiqués entre parenthèses; lorsqu'il y a deux chiffres, le premier réfère au mercure dans le sang et le second au mercure dans les plumes).

qu'un adulte capturé au Venezuela avaient respectivement 23,4 mg/kg et 18,1 mg/kg de mercure dans le foie, des concentrations de 4 à 6 fois supérieures à la teneur moyenne ( $\overline{x}$  = 4,1 mg/kg; s = 3,0; n = 4) dosée dans le foie des aiglons du réservoir LG2.

La concentration de mercure dans les plumes diminue avec l'âge des aiglons tant dans les réservoirs que dans les milieux naturels (-0,40 <  $r_s$  < -0,33; p < 0,01). Ceci n'est pas le cas du sang où aucune corrélation significative n'est constatée, peu importe le type de milieu (-0,02 <  $r_s$  < 0,17; p > 0,05). Soulignons néanmoins que les deux tiers des aiglons des réservoirs âgés de 45 jours et plus (n = 13) (dont la croissance du plumage était donc complétée) ont des concentrations supérieures à 2,0 mg/kg de mercure dans le sang.

Bien que la concentration maximale de mercure mesurée dans le sang soit égale à 5,5 mg/kg (LG2-Toto), les trois quarts des valeurs se situent sous 2,4 mg/kg chez les aiglons des réservoirs. Cette mesure est très variable au sein même des différents réservoirs (figure 4.3.4.3). Ainsi, les Balbuzards élevés au réservoir LG4 ont des teneurs en mercure comparables à celles des milieux naturels. Par ailleurs, ceux élevés au réservoir LG3 sont 6 fois plus contaminés que les milieux naturels, alors que cette valeur varie de 3 à 9 fois au réservoir LG2 (annexe 4.3.4.1). La même variabilité existe dans le cas du mercure dans les plumes. La concentration maximale est égale à 101 mg/kg à LG3 (LG3-Roy), bien que les trois quarts des valeurs se situent sous 48 mg/kg chez les aiglons des réservoirs (annexe 4.3.4.2).

En ce qui concerne l'ensemble des milieux naturels nordiques, soulignons que la région La Grande à l'état naturel ne diffère pas des régions Grande-Baleine et Nottaway-Broadback-Rupert pour ce qui est du mercure dans le sang (Kruskall-Wallis: H = 1,31; p < 0,52; df = 2) (tableau 4.3.2), alors que le mercure dans les plumes est significativement plus élevé dans la région NBR (H = 19,71; p < 0,01; df = 2) où la concentration moyenne est de 11,0 mg/kg (s = 5,5; n = 15), comparativement à 5,9 mg/kg (s = 3,2; n = 29) pour la région La Grande et 5,2 mg/kg (s = 2,7; n = 17) pour la région Grande-Baleine. Dans le sud de la province, la concentration moyenne de mercure dans le sang des jeunes est égale à 0,43 mg/kg (s = 0,22;

n = 14; max = 0,75 au réservoir Decelles), alors que celle dans les plumes est égale à 9,1 mg/kg (s = 4,8; n = 21; max = 18,3 au réservoir Decelles) (annexes 2.2.i et 2.2.h).

La subdivision des milieux aménagés en stations d'échantillonnage, inspirée de celle utilisée dans le cadre du Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, permet de mieux visualiser la très grande variabilité des teneurs en mercure dans le sang et les plumes des aiglons élevés sur les réservoirs (figure 4.3.4.4). Seules trois stations, soit la station Lanouette du réservoir LG4, la station Amont du réservoir Opinaca et la station Ladouceur du lac Sakami ne diffèrent pas statistiquement des milieux naturels (considérés globalement) quant aux teneurs en mercure total dans le sang des aiglons ( $Q \le 3.27$ ; p > 0.05). À celles-ci s'ajoute la station Côté du lac Boyd qui, bien que située en milieu aménagé, ne diffère pas statistiquement des milieux naturels quant aux teneurs en mercure total dans les plumes d'aiglons ( $Q \le 3.18$ ; p > 0.05). La figure 4.3.4.4 montre également que les teneurs en mercure sont nettement plus élevées dans les plumes des jeunes échantillonnés à la station Roy du réservoir LG3 ( $\overline{x} = 83.3$  mg/kg; s = 23.2; n = 3) ainsi qu'à la station Toto du réservoir LG2 ( $\overline{x} = 71.1$  mg/kg; s = 7.2; n = 4).

### 4.3.5 Variation latitudinale des teneurs en mercure chez l'adulte, l'oeuf et le jeune

À l'examen de la figure 4.3.5, on constate que les teneurs en mercure détectées dans les plumes d'adultes et de jeunes Balbuzards ne varient généralement pas en fonction d'un gradient latitudinal. En effet, si l'on fait abstraction des valeurs élevées, d'origine locale, détectées chez la plupart des oiseaux vivants près des réservoirs du complexe La Grande, on ne constate pas de tendances latitudinales claires, le niveau de base oscillant entre 1 et 30 mg/kg dans les plumes d'adultes et entre 5 et 20 mg/kg dans celles des aiglons en provenance des milieux naturels. La valeur de 26,5 mg/kg trouvée dans les plumes d'un aiglon de la rivière Waswanipi (près du 50° de latitude) dans la région NBR mérite d'être soulignée car elle concorde avec une contamination au mercure particulièrement élevée chez les poissons de ce secteur (Consortium SEEEQ - Environnement Illimité 1992).

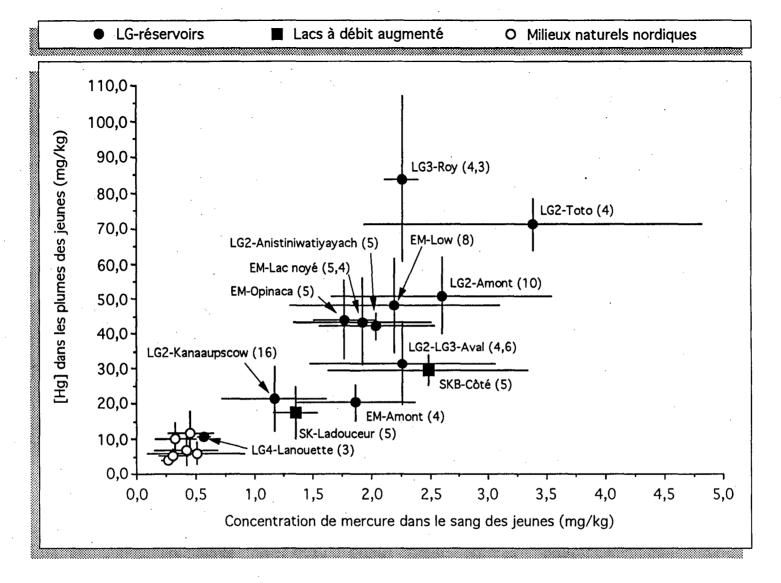


Figure 4.3.4.4. Concentration moyenne (et écart-type) de mercure total dans le sang et les plumes des jeunes Balbuzards selon les stations considérées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson (les effectifs statistiques sont indiqués entre parenthèses; lorsqu'il y a deux chiffres, le premier réfère au mercure dans le sang et le second au mercure dans les plumes; les milieux naturels sont identifiés à la fig. 4.3.4.3).

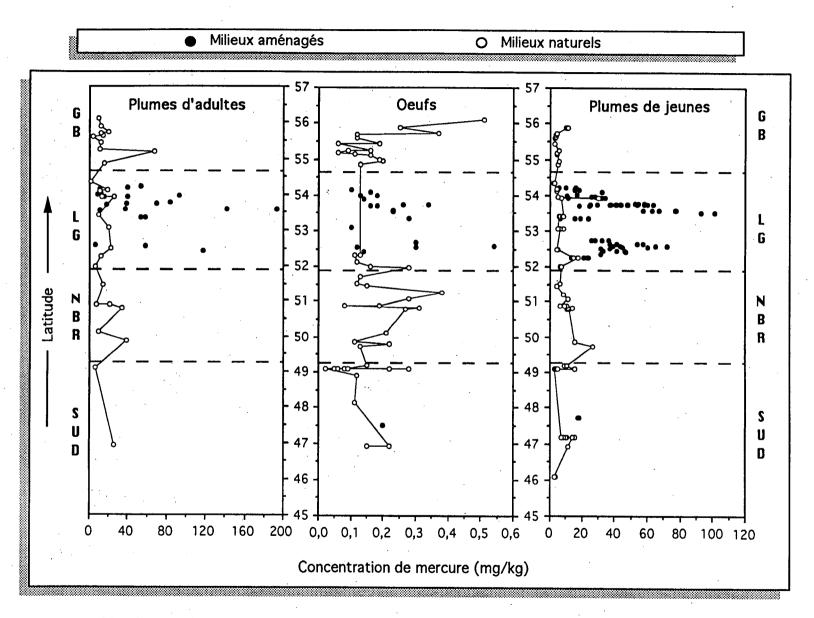


Figure 4.3.5. Distribution des concentrations de mercure total dans les plumes d'adultes, les oeufs frais et les plumes de jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude.

Les régions d'étude ont des sols et une roche-mère dont la capacité tampon diffère de sorte que leurs nappes d'eau présentent une sensibilité variable à l'acidification en présence d'un apport acide important (Li 1985). Par ailleurs, nous savons que dans les milieux humides acides, il peut y avoir mobilisation des métaux lourds (dont le mercure) contenus dans les sédiments (Scheuhammer 1991) ou la tourbe (St-Louis et al. 1994). Or, on constate que dans les milieux naturels du nord de la province (GB, LG, NBR), les concentrations de mercure dans le sang et les plumes des aiglons nés dans les secteurs où les sols organiques dominent, sont statistiquement plus élevées que celles des aiglons élevés là où ce sont plutôt les sols minéraux qui prévalent (tableau 4.3.5). En ce qui a trait aux réservoirs, nous ne constatons cependant pas de différence significative qui puisse être associée au type de sol sur lequel ils reposent. Ces résultats suggèrent qu'une certaine accumulation du mercure pourrait avoir lieu dans les secteurs marécageux (sols organiques) en milieu naturel (Dmytriv et al. en prép.) dont les eaux habituellement colorées sont davantage chargées d'acides humiques (Jones et al. 1986).

#### 4.3.6 Répartition du mercure dans l'organisme chez l'aiglon de Balbuzard

Comparaisons inter-tissus: Le tableau 4.3.6.1 présente les relations entre les concentrations en mercure de plusieurs tissus de jeunes Balbuzards, sans considération du lieu d'où proviennent ces données sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Il y a des corrélations très élevées au niveau des concentrations en mercure total entre tous les tissus (0,98 >  $r_s$  > 0,85; p < 0,05). Le mercure total dans le contenu stomacal est également corrélé de façon significative avec les concentrations dans presque tous les tissus (0,98 >  $r_s$  > 0,85; p < 0,05) sauf les plumes ( $r_s$  = 0,43; p = 0,10; n = 10).

Des résultats similaires ont été obtenus dans d'autres études. Des corrélations significatives entre les concentrations en mercure (< 5 ug/g) du foie et des reins et du foie et des muscles ont été constatées chez des oiseaux de proie en Norvège (Norheim et Froslie 1978). En Angleterre, la Chouette hulotte (*Strix aluco*) a montré une relation étroite entre les concentrations en mercure dans les muscles pectoraux et celles de plusieurs autres tissus (le foie, les reins, le coeur et le cerveau) (Stanley et Elliott 1976).

**TABLEAU 4.3.5** 

## INFLUENCE DU TYPE DE SOL SUR LES TENEURS EN MERCURE TOTAL (mg/kg) DOSÉ DANS LE SANG (poids frais) ET LES PLUMES (poids sec) DE JEUNES BALBUZARDS ÉLEVÉS DANS DIFFÉRENTS SECTEURS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

·							
M	linéral		Orț	ganique		' Mann-V	Vhitney
x	s	n	x	S	n	Z	р
0,37	0,28	37	0,42	0,16	23	2,55	0,01
2,09	1,23	19 .	1,88	0,78	49	0,41	0,68
5,79	4,00	38	8,75	4,24	25	3,02	<0,01
39,84	27,13	18	39,55	17,90	50	0,61	0,55
	0,37 2,09	x     s       0,37     0,28       2,09     1,23       5,79     4,00	x         s         n           0,37         0,28         37           2,09         1,23         19           5,79         4,00         38	x     s     n     x       0,37     0,28     37     0,42       2,09     1,23     19     1,88       5,79     4,00     38     8,75	x         s         n         x         s           0,37         0,28         37         0,42         0,16           2,09         1,23         19         1,88         0,78           5,79         4,00         38         8,75         4,24	x         s         n         x         s         n           0,37         0,28         37         0,42         0,16         23           2,09         1,23         19         1,88         0,78         49           5,79         4,00         38         8,75         4,24         25	x         s         n         x         s         n          Z            0,37         0,28         37         0,42         0,16         23         2,55           2,09         1,23         19         1,88         0,78         49         0,41           5,79         4,00         38         8,75         4,24         25         3,02

**TABLEAU 4.3.6.1** 

#### CORRÉLATIONS DE SPEARMAN ENTRE LES CONCENTRATIONS DE MERCURE TOTAL DANS DIVERS TISSUS DE JEUNES BALBUZARDS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

	1					
1 - Foie	1,00	2				
2 - Reins	0,98 (23)	1,00	3			
3 - Cerveau	0,96 (22)	0,96 (22)	1,00	4		
4 - Muscles	0,96 (23)	0,97 (22)	0,96 (23)	1,00	5	
5 - Sang	0,95 (18)	0,97 (17)	0,93 (18)	0,95 (18)	1,00	6
6 - Plumes	0,87 (21)	0,89 (20)	0,86 (21)	0,95 (21)	0,90 (135)	1,00
				•		

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Les corrélations de Spearman ont été calculées sur les paires de valeurs disponibles et elles sont toutes significatives au seuil de probabilité de 95 %.

<sup>( )</sup> Effectifs statistiques

Dans le cas des réservoirs, les concentrations en mercure diffèrent significativement entre les tissus (H = 159,57; p < 0,01). Elles sont plus élevées dans les plumes que dans tous les autres tissus ( $Q \ge 3,46$ ; p < 0,05) de même que plus élevées dans les reins que dans le cerveau (Q = 3,40; p < 0,05). Il n'y a pas de différence significative pour les autres comparaisons ( $Q \le 2,85$ ; p > 0,05). Dans les milieux naturels, les teneurs en mercure des plumes sont là aussi significativement plus élevées que celles de tous les autres tissus ( $Q \ge 3,53$ ; p < 0,05) sauf les reins (Q = 2,85; p > 0,05). Il n'y a pas de différence pour les autres comparaisons inter-tissus. Plusieurs autres études ont également montré que les plumes d'oiseaux contenaient plus de mercure que les tissus internes (Westermark *et al.* 1975; Hakkinen et Hasanen 1980; Honda *et al.* 1985, 1986; Lewis et Furness 1991).

Le rapport des concentrations en mercure total dans les plumes (poids sec) sur celles des autres tissus (poids frais) est présenté au tableau 4.3.6.2. Dans tous les cas, ce rapport ne diffère pas entre les réservoirs et les milieux naturels ( $|Z| \le 0.74$ ;  $p \ge 0.46$ ). En moyenne, les concentrations en mercure des plumes d'aiglons âgés de 5 à 6 semaines sont 36 fois plus élevées que celles du cerveau, 22 fois plus que celles des muscles, 20 fois plus que celles du sang, 11 fois plus que celles du foie et 8 fois plus que celles des reins.

Le rapport [Hg]rein/[Hg]foie ne diffère pas entre les réservoirs et les milieux naturels (Mann-Whitney: |Z| = 1,70; p = 0,09). Il varie de 0,7 (NBR-rivière) à 1,9 (EM-Amont) pour une moyenne de 1,4 (s = 0,3; n = 22) (tableau 4.3.6.2), ce qui indique qu'il s'agit principalement d'une exposition au méthylmercure (Scheuhammer 1987b). Mentionnons que ce rapport était égal à 1,1 en moyenne (s = 0,6; n = 5) chez des Balbuzards moribonds ou trouvés morts aux États-Unis entre 1964 et 1973 (Wiemeyer *et al.* 1980).

Charge corporelle: La quantité de mercure présent dans un aiglon a été déterminée en multipliant le poids total des tissus ou des organes par leur concentration en mercure (tableau 4.3.6.3). La quantité relative de mercure dans les différentes parties du corps du Balbuzard est la même pour les réservoirs et les milieux naturels (Mann-Whitney sur les proportions:  $|Z| \le 1,31$ ;  $p \ge 0,19$ ). La majeure partie du mercure

**TABLEAU 4.3.6.2** 

# RAPPORT DES CONCENTRATIONS (mg/kg) DE MERCURE TOTAL DANS LES PLUMES (poids sec) ET CELLES DE DIFFÉRENTS TISSUS (poids frais) DE JEUNES BALBUZARDS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

TISSU	x	S	n	Éte	ndue
Cerveau	35,8	13,6	21	10,7	/ 53,5
Muscles	22,1	10,9	21	4,7	/ 44,5
Sang	20,3	9,1	135	4,3	/ 65,2
Foie	10,6	4,6	21	2,5	/ 19,5
Reins	7,7	3,8	20	2,1	/ 17,6

est associée aux plumes (86,2%; pour 14% du poids corporel), le reste se trouvant dans les muscles (6,4%), le foie (2,6%), le sang (3,8%), les reins (0,8%) et le cerveau (0,07%) (figure 4.3.6). La forte proportion de mercure dans les plumes des aiglons n'est pas surprenante étant donné que la majeure partie du mercure corporel (plus de 50%) non éliminé par les fèces est transférée dans les plumes en croissance (Stickell *et al.* 1977; Furness *et al.* 1986; Braune et Gaskin 1987b; Lewis *et al.* 1991; Lewis et Furness 1991). À l'opposé de nous, Lewis et Furness (1991) ont constaté que la proportion relative du mercure dans les reins, la carcasse et les plumes de jeunes Mouettes rieuses (*Larus ridibundus*) variait en fonction de l'exposition à ce contaminant.

La quantité moyenne de mercure présent dans les aiglons élevés en bordure des réservoirs est 6,5 fois supérieure (10,5 mg vs 1,7 mg) à celle des aiglons élevés en milieu naturel (Mann-Whitney; |Z| = 3,32; p < 0,01). En outre, la quantité de mercure diffère entre les deux types de milieu pour chacun des tissus ( $|Z| \ge 3,24$ ; p < 0,01) (tableau 4.3.6.3). La charge corporelle de mercure mesurée chez les jeunes Balbuzards devrait normalement être proche de celle ingérée depuis leur naissance. En effet, des poussins de poule "White Leghorn" ont retenu dans leur organisme entre 61% et 95% du méthylmercure qu'ils avaient ingéré dans leur nourriture au cours des 8 premières semaines de leur vie (March *et al.* 1983), alors que les doses utilisées dans cette expérience (0,45 à 1,35 mg/kg) sont du même ordre de grandeur que les teneurs mesurées dans les contenus stomacaux des aiglons des territoires nordiques à l'étude. La quantité de mercure dans la masse musculaire des aiglons représente environ 50% du mercure dans le corps entier (sans les plumes). Ce pourcentage est proche de celui trouvé dans le corps (sans les plumes) de la Mouette de Bonaparte (*Larus philadelphia*) (Braune et Gaskin 1987b). Cette similitude de résultats nous porte à croire que notre estimation du mercure total dans le corps des aiglons doit être assez juste, bien que nous n'ayons pas déterminé la quantité de mercure contenue dans la carcasse (peau, os, bec, parties cornées et petits organes).

**TABLEAU 4.3.6.3** 

#### POIDS (A) DES ORGANES (OU TISSUS) DE JEUNES BALBUZARDS AYANT SERVI À ESTIMER LA QUANTITÉ DE MERCURE TOTAL (B) CONTENU DANS LES DIFFÉRENTS ORGANES DE JEUNES BALBUZARDS' ÉLEVÉS SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

	Corps entier	Plumes	Muscles	Sang <sup>2</sup>	Foie	Reins	Cerveau
A - POIDS DES TISSUS (g)		•					
<b>x</b> .	1521	217,4	303,9	- 152,1	59,4	13,6	5,7
s	228	21,3	20,8	28,8	13,7	2,6	1,0
n	28	5	4	28	28	28	28
B - QUANTITÉ DE MERCUR	E (mg)						
MILIEUX AMÉNAGÉS	<i>:</i>						·ų
<del>x</del>	10,47	9,32	0,55	0,30	0,22	0,07	0,010
S	7,06	6,57	0,34	0,15	0,13	0,04	0,003
n	12	12	12	12	12	12	12 Ç
MILIEUX NATURELS	•						خ. •
x	1,59	1,36	0,11	0,06	0,04	0,01	0,001
S	0,94	0,87	0,06	0,04	0,02	0,01	0,001
n	8	8	8	8	8	. <b>8</b>	8
TEST DES DIFFÉRENCES	S ENTRE LES I	MILIEUX (MANI	N-WHITNEY)				
<b>Z</b>	3,32	3,24	3,39	3,47	3,40	3,47	3,52
р	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01

Les aiglons étaient âgés en moyenne de 39 jours.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Dans le cas du sang, nous avons considéré que celui-ci représentait ~10% du poids de l'oiseau (Campbell 1988).

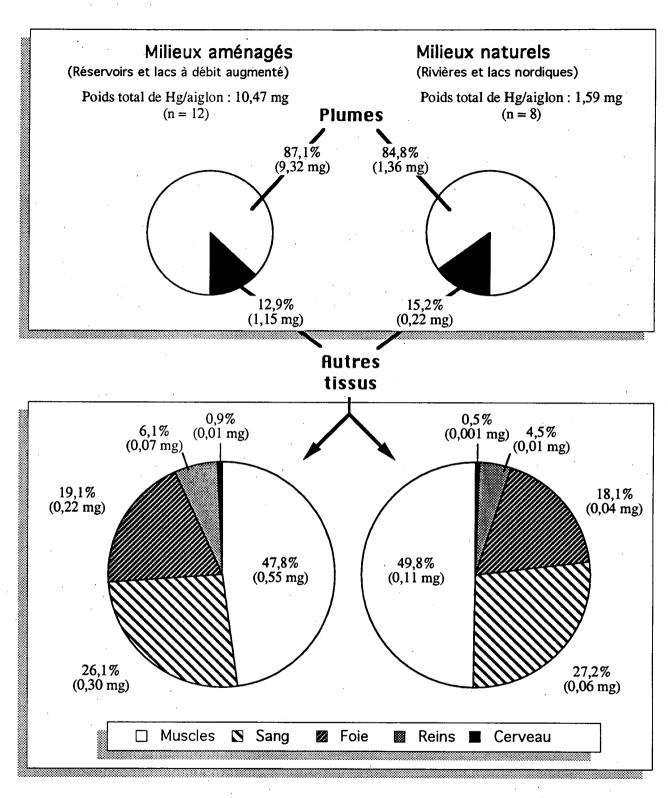


Figure 4.3.6. Répartition de la charge corporelle en mercure total dans les principaux tissus des jeunes Balbuzards, selon les milieux hydrographiques considérés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson.

Les Balbuzards (n = 20) utilisés pour la détermination de la charge corporelle sont des jeunes âgés de 39 jours en moyenne. La croissance de leurs plumes et de leur masse musculaire n'était donc pas tout à fait terminée, leur poids corporel se situant alors entre 70% et 80% de celui d'un oiseau adulte (Schaddt 1989). On peut donc supposer que la quantité totale de mercure emmagasinée dans les aiglons à la fin de la croissance est légèrement supérieure aux valeurs que nous rapportons, tant dans les plumes que dans la masse musculaire. À cet égard, le juvénile de 72 jours, bagué au réservoir LG2 (LG2-Anistiniwatiyayach) et recapturé à son premier déplacement migratoire (le 19 septembre) à Long Island (N.Y.) (suite à une luxation du coracoïde, G. Fitzgerald, comm. pers.) avait un total de 12,2 mg de mercure dans son corps, comparativement aux 10,5 mg estimés quelques jours avant l'envol (c'est-à-dire autour de la mi-août) chez les aiglons élevés près des réservoirs du complexe La Grande. Chez cet oiseau en migration, la majeure partie du mercure était toujours associée aux plumes (72,2%; 8,8 mg). La proportion de mercure dans les muscles avait cependant augmenté (22,3%; 2,7 mg), tandis que le reste du mercure était réparti de la façon suivante: 3% (0,4 mg) dans le foie, 1,6% (0,2 mg) dans le sang; 0,7% (0,1 mg) dans les reins et 0,2% (0,02 mg) dans le cerveau. Cet individu, à l'instar de deux autres juvéniles de provenance inconnue capturés au Québec en septembre et en octobre 1990, avait une masse corporelle ainsi qu'un foie, des reins et un cerveau plus légers que ceux des aiglons au nid dans les territoires nordiques à l'étude. Notons qu'une diminution du poids des organes vitaux peut entraîner une augmentation de la concentration en mercure dans ces tissus sans qu'il n'y ait eu de changement dans la quantité de mercure qu'ils contiennent.

Les concentrations de mercure dans les tissus internes et, par conséquent, la quantité totale de mercure dans l'organisme, augmentent une fois la croissance des plumes terminée (Furness *et al.* 1986). Cette augmentation devrait être proportionnelle à la durée du séjour des jeunes sur les sites de nidification une fois leur plumage complètement développé. Cette période est d'environ 10 à 20 jours chez les Balbuzards de la côte atlantique (Poole 1989). Elle pourrait être plus longue sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson, les derniers Balbuzards quittant la région NBR vers la fin septembre (Consortium Gauthier & Guillemette-G.R.E.B.E. 1992a).

Une fois qu'ils ont quitté les réservoirs, l'exposition au mercure devrait grandement diminuer. La majorité du mercure devrait donc être éliminée, surtout au moment de la première mue hivernale [autour de janvier; Prévost (1983)], puisque la demi-vie du mercure est d'environ 2 à 3 mois chez le Balbuzard (Johnels *et al.* 1968). En attente de cette mue qui entraînera l'excrétion du mercure, on peut s'interroger sur la survie des jeunes Balbuzards au cours des quelques mois qui suivent leur départ du nid. La concentration du mercure dans le foie (23 mg/kg) du juvénile recapturé un mois après son envol d'un nid du réservoir LG2, voisine d'ailleurs celle qui a été considérée comme létale dans le foie (20 mg/kg) de la Buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis*) âgée d'un an (Fimreite et Karstad 1971). Notons que, dans ce cas, le mercure ingéré était sous forme de chlorure de méthylmercure, une forme apparemment plus toxique que le mercure organique associé aux protéines de poisson (Narahashi *et al.* 1994), la nourriture principale du Balbuzard.

#### 4.3.7 Comparaisons adulte-oeuf-jeune

La concentration de mercure total des oeufs est très inférieure ( $\approx$  185 fois) à celle des plumes des adultes qui les ont pondus (Wilcoxon sur les valeurs moyennes par nid: Z=1,29; p<0,01). En outre, il n'y a pas de relation significative entre ces deux teneurs en mercure ( $r_s=-0,01$ ; p=0,98; n=24). En moyenne, les oeufs sont 6 fois moins contaminés que le sang des aiglons (Z=4,23; p<0,01; n=26) et 120 fois moins contaminés que les plumes d'aiglon (Z=4,46; p<0,01; n=26).

Dans l'ensemble, les plumes d'adulte ( $\bar{x}$  = 37 mg/kg) contiennent 1,5 fois plus de mercure que celles de leurs jeunes ( $\bar{x}$  = 24 mg/kg) (|Z| = 3,94; p < 0,01; n = 47) et il y a une relation significative entre la concentration du mercure dans les plumes des aiglons et celles de leurs parents ( $r_s$  = 0,63; p < 0,01; n = 47). En Scandinavie, on a trouvé de 2,1 à 3,6 fois plus de mercure dans les plumes des parents chez le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*) (Lindberg et Odsjo 1983).

Les différences de concentration en mercure entre les plumes d'adultes et celles des jeunes peuvent être dûes à une exposition à ce contaminant plus longue chez les parents que chez les jeunes (3 mois vs 1½

Les différences de concentration en mercure entre les plumes d'adultes et celles des jeunes peuvent être dûes à une exposition à ce contaminant plus longue chez les parents que chez les jeunes (3 mois vs 1½ mois) (Lindberg et Odsjo 1983; Furness *et al.* 1990) de même qu'au renouvellement plus lent des plumes chez l'adulte comparativement à l'aiglon lorsqu'il acquiert son premier plumage. La forte exposition au mercure des adultes entraîne alors une accumulation substantielle du mercure dans les quelques plumes qui muent durant l'été. À l'opposé, presque toutes les plumes du jeune croissent en même temps, ce qui permet une meilleure distribution du mercure dans tout le plumage et, par conséquent, des teneurs en mercure moins élevées et plus semblables entre les diverses plumes (Johnels *et al.* 1979; Braune et Gaskin 1987a).

#### 4.3.8 Biomagnification du mercure des poissons au jeune Balbuzard

Données de base du modèle: La biomagnification est le phénomène décrivant l'accumulation de plus en plus importante d'un contaminant en passant d'un niveau trophique au suivant, au sein d'une chaîne alimentaire (Clark et al. 1988). Pour la modéliser, on doit connaître le niveau de contamination du bol alimentaire par un contaminant ainsi que sa teneur dans les organes ou tissus cibles de l'espèce qui a consommé cette nourriture.

Nous avons procédé à une approximation de la teneur en mercure du bol alimentaire des aiglons à partir de deux ensembles de données distincts. D'une part, les rejets de nourriture trouvés près de 49 nids répartis dans 21 stations nous renseignent sur la composition relative et la taille des quatre principales espèces de poissons consommés par le Balbuzard à chacune de ces stations (voir section 4.2.5). D'autre part, ces mêmes stations ont fait l'objet d'études visant à déterminer la teneur en mercure de la chair des poissons, en fonction de leur taille (voir les références au bas du tableau 4.3.8). Ces données ont permis de calculer la contribution en mercure (mg/kg) de chacune des quatre principales proies du Balbuzard à chacune des 21 stations. L'estimation de la concentration de mercure dans la nourriture des aiglons correspond à la somme des contributions de chacune de ces quatre proies. Ces données de contamination

du bol alimentaire ont été mises en relation (par régression simple) avec la concentration moyenne par station de mercure total dans le sang des aiglons.

Nous sommes conscients que cette procédure puisse conduire à une surestimation des teneurs en mercure du bol alimentaire. En effet, notre évaluation du régime alimentaire sous-estime la contribution relative des plus petites proies puisque ces dernières, tout en étant moins contaminées, sont plus difficiles à trouver au pied des nids. Il se peut aussi que nous ayons surestimé la contribution du brochet puisque cette espèce, très fortement contaminée compte tenu de son régime piscivore, a de grosses pièces osseuses qui sont plus faciles à trouver au pied des nids. Nous avons donc étudié d'autres modèles en faisant varier la taille des proies et la proportion des espèces de poissons dans le régime alimentaire des aiglons.

Sang: Il y a une relation significative entre la teneur en mercure dans le sang des aiglons et celle dans la nourriture servie par leurs parents ( $R^2 = 0.68$ ; p < 0.01; n = 21 stations: figure 4.3.8.1A). Dans ce modèle, il n'y a que deux stations, LG2-Toto et LG2-Kanaaupscow, pour lesquelles l'estimation de la concentration de mercure dans le bol alimentaire soit une mauvaise approximation de celle mesurée dans le sang des aiglons (figure 4.3.8.1A). Sans ces deux stations, la proportion de la variabilité du mercure dans le sang qui est expliquée par celle du mercure dans la nourriture ingérée est de 85% ( $R^2 = 0.85$ ). Dans la relation unissant la concentration de mercure dans le sang des aiglons à celle du bol alimentaire, la pente ne diffère pas de 1, alors que l'ordonnée à l'origine ne diffère pas de 0 (p < 0.01). Il ne semble donc pas y avoir de biomagnification du mercure depuis la nourriture ingérée, vers le sang des jeunes Balbuzards.

La figure 4.3.8.1B montre les droites de régression obtenues en supposant que les aiglons aient été nourris avec des poissons de longueurs uniformes fixées à 200 mm et à 500 mm, consommés dans les mêmes proportions que ce qui a été établi par l'étude du régime alimentaire à chacune des 21 stations. Les modèles basés sur ces deux hypothèses, également significatifs (p ≤ 0,03), correspondent à des cas extrêmes puisque la longueur moyenne des proies consommées par le Balbuzard aux États-Unis est

TADLEAU 4.3.0

### CALCUL DE LA CONCENTRATION DE MERCURE DANS LA CHAIR DES POISSONS (poids frais) SERVIS AUX JEUNES BALBUZARDS DE 21 STATIONS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

	Contribution proies au	ution rela i régime a	tive des 4 pri alimentaire de	ncipales es aiglons¹	Cond dans la	entration chair de	n de mercure es poissons (	total (mg/kg)²	Estimation de [Hg dans la chair des
SECTEUR / STATION	Brochet	Doré	Corégone (2 spp.)	Meunier (2 spp.)	Brochet	Doré	Corégone (2 spp.)	Meunier (2 spp.)	poissons ingérés (mg/kg) <sup>3</sup>
GRANDE-BALEINE									
LACS NATURELS	-	-	-	1,00	-	-	-	0,13	0,13
RIVIÈRES NATURELLES	1,00	-	<b>-</b> :	<u>-</u>	0,11	-	-	-	0,11
LA GRANDE				•					
MILIEUX AMÉNAGÉS -									
RÉSERVOIR OPINACA									
EM - Opinaca	0,67	•	•	0,33	1,87	-	-	0,45	1,39
EM - Lac Noyé	0,86	0,14	•	-,	0,91	2,28	-	-,	1,10
EM - Low	0,91	-	-	0,09	1,76	-,	· -	0,31	1,64
EM - Amont	0,80	•	0,20	•	0,64	-	0,31		0,57
RÉSERVOIR LG2									•
LG2 - Amont	0.81	0.06	0,06	0,06	2,75	2,37	0,43	0,44	2,44
LG2 - Anistiniwatiyayach	0.71	0.14	-	0,14	1,78	2,59	•	0,43	1,70
LG2 - Kanaaupscow	0,69	-	0,13	0,17	2,37	•	0,60	0,52	1,81
LG2 - Toto	0,80	0,05	0,10	0,05	1,47	2,14	0,51	0,50	1,36
LG2-LG3 - Aval	0,67	•	-	0,33	1,65	-	-	0,39	1,23
LG3 - Roy	1,00	-	-	-	1,87	-	-	-	1,87
LG4 - Lanouette	1,00	-	-	-	0,73	-		-	0,73
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	,								
SK - Ladouceur	0,63	0,13	0,25	-	0.85	1,41	0,77	-	0,90
SKB - Côté	0,75	0,25	-	-	1,62	2,03	-	-	1,72
MILIEUX "NATURELS" -									
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT									•
EO - Eastmain	1,00	-	-	<b>-</b> ,	0,57		· -	-	0,57
EO - Opinaca	0,50	0,07	0,14	0,29	0,37	0,37	0,11	0,06	0,25
LACS NATURELS	0,20	0,40	-	0,40	0,21	0,60	-	0,17	0,35
RIVIÈRES NATURELLES	0,33	-	0,33	0,33	0,13	-	0,13	0,13	0,13
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT									
LACS NATURELS	0,16	-	-	0,82	0,16	-	-	0,22	0,21
RIVIÈRES NATURELLES	0,56	-	. 0,28	0,14	0,07	-	0,18	0,21	0,12

<sup>1</sup> Calculée à partir du nombre de proies trouvées près des nids, une fois les poissons non identifiés redistribués entre les 4 proies principales, proportionnellement à leur contribution respective.

of the later of the

Valeurs calculées en utilisant les longueurs de poissons, telles qu'estimées par l'étude du régime alimentaire, à partir des ouvrages suivants: Pérusse (1992) pour la région Grande-Baleine, Brouard et al. (1990, annexe 2) pour la région La Grande et Consortium SEEG-Environnement Illimité (1992) pour la région Nottaway-Broadback-Rupert. Dans les quelques cas où les stations d'échantillonnage de poissons et d'aiglons ne correspondaient pas parfaitement, nous avons retenu les données de poissons provenant de la station du réseau de suivi environnemental (HQ-Env.) située la plus près des nids de Balbuzard concernés.

Correspond à la somme des produits entre la contribution relative et la concentration en mercure, pour chacune des 4 projes.

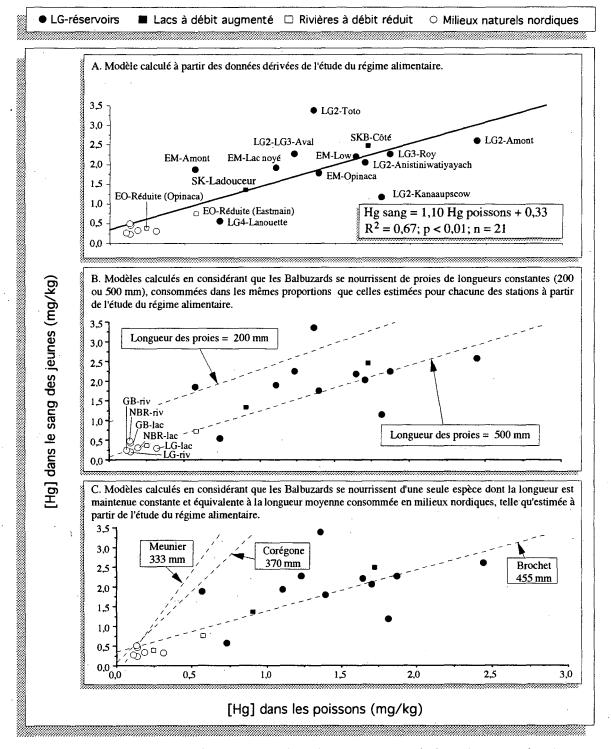


Figure 4.3.8.1. Relation entre la concentration de mercure total dans le sang des jeunes Balbuzards et la concentration estimée de mercure total (poids frais) dans la chair des poissons ingérés, selon les stations considérées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson: A) modèle calculé; B et C) modèles hypothétiques où les positions des stations correspondent à celles du modèle calculé.

estimée à 300 mm (Van Daele et Van Daele 1982; Poole 1989), tandis qu'elle est de 425 mm au Nouveau-Québec (section 4.2.5). Ainsi, ces deux droites étant situées de part et d'autre de celle dérivée de nos estimations de longueur de poissons, ceci indique que malgré une possible exagération de la taille des proies, nos estimations constituent une approximation valable pour étudier le phénomène de biomagnification, à défaut d'une étude plus poussée du régime alimentaire du Balbuzard au complexe La Grande.

Par ailleurs, nous présentons à la figure 4.3.8.1C les droites de régression obtenues en supposant que les Balbuzards se nourrissent exclusivement de meuniers d'une longueur de 333,3 mm, de corégones d'une longueur de 370,6 mm, ou de brochets d'une longueur de 455,6 mm. Ces longueurs correspondent aux valeurs moyennes pour ces espèces, dérivées de l'étude du régime alimentaire. Nous n'avons pas considéré le cas où les Balbuzards se nourriraient exclusivement de dorés, cette espèce étant absente de la majorité des stations à l'étude (figure 5.2.5.2). Tous ces modèles "fictifs" sont significatifs (p < 0,01), le seul effet introduit par le type de proie n'étant que de modifier l'intensité de la biomagnification. Avec des brochets comme unique source de nourriture, la concentration de mercure dans le sang des aiglons correspond approximativement à celle de la nourriture ingérée. Ce modèle est pratiquement identique à celui calculé à partir de notre approximation du régime alimentaire, ce qui témoigne de l'importante contribution du brochet dans le régime alimentaire du Balbuzard à la Baie James. Dans le cas d'une alimentation qui serait constituée uniquement de corégones ou de meuniers, il y aurait respectivement 3 et 5 fois plus de mercure dans le sang des aiglons que dans la chair des poissons consommés. Toutefois, il est douteux que la biomagnification du mercure puisse être aussi importante au niveau du sang, puisque ce tissu ne sert qu'au transport et aux échanges du mercure à l'intérieur de l'organisme (March et al. 1983).

<u>Plumes</u>: Comme la concentration de mercure dans le sang constitue une bonne approximation de celle qui est ingérée par l'intermédiaire de la nourriture, nous posons que la relation entre la concentration de mercure dans les plumes et celle dans le sang des aiglons reflète celle qu'il y a entre les plumes et la

nourriture. Les concentrations de mercure dans les plumes et le sang des aiglons ayant été mesurées, ceci nous permet d'éliminer d'éventuels biais introduits par les estimations dérivées de l'étude du régime alimentaire.

La relation entre la teneur en mercure dans les plumes et celle dans le sang des aiglons est elle aussi significative ( $R^2 = 0.75$ ; p < 0.01; n = 21 stations). Cependant, cette relation est beaucoup plus complexe que la précédente puisqu'elle varie en fonction de l'âge des aiglons. Tel que présenté à la figure 4.3.8.2, la considération simultanée de l'âge des aiglons et de la concentration en mercure dans le sang rend compte avec beaucoup plus de justesse de la variabilité du mercure contenu dans les plumes ( $R^2 = 0.96$ ; p < 0.01; n = 21 stations).

Nous nous sommes servis de ce modèle pour construire la charte présentée à la figure 4.3.8.3, donnant les facteurs de biomagnification du mercure depuis la nourriture (estimé par la concentration de mercure dans le sang des aiglons) vers les plumes, en fonction de l'âge des aiglons. Tel qu'attendu, on constate que pour une concentration de mercure donnée, l'intensité de la biomagnification chez les aiglons varie en fonction de l'âge. Elle est maximale au début de la formation des plumes de vol (20-25 jours) et diminue ensuite progressivement, une fois la croissance de ces plumes complétée. Ainsi, à l'âge de 45 jours, peu avant leur envol, les aiglons affichent des concentrations moyennes de mercure dans leurs plumes qui vont de 5 mg/kg en milieu naturel, jusqu'à 66 mg/kg à LG2-Toto, une des stations les plus contaminées du complexe La Grande (calculées au moyen du modèle présenté à la figure 4.3.8.2).

Cette relation (figure 4.3.8.2) illustre clairement que la croissance des plumes protège l'aiglon contre les effets toxiques du mercure, puisque les plumes agissent comme un exutoire où est dirigé le mercure. Bien que les jeunes naissent couverts de duvet, rapidement remplacé (en moins de deux jours) vers l'âge de 10-12 jours, ce n'est que vers la deuxième semaine, et principalement au cours de la troisième, que le développement de toutes les plumes est bel et bien amorcé (Cramp et Simon 1977; Poole 1989; Schaadt 1989). Il est donc possible qu'une partie du mercure bioaccumulé dans les tissus internes durant les deux

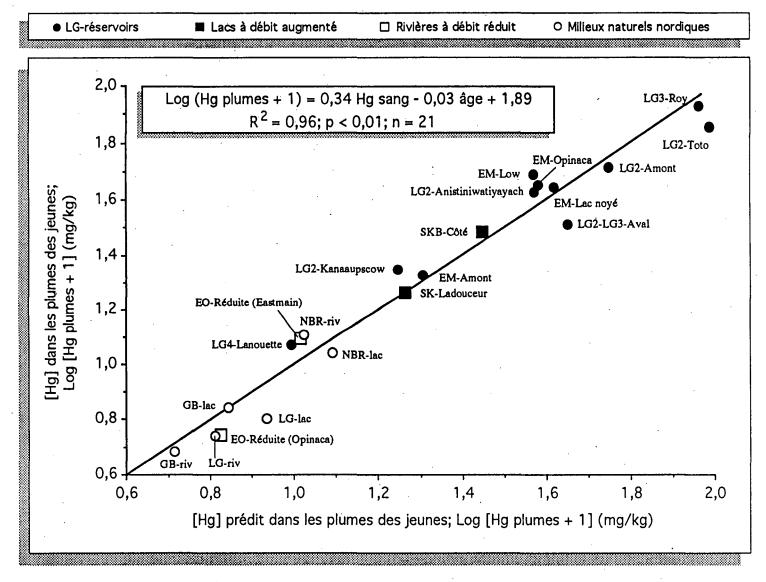


Figure 4.3.8.2. Relation entre la concentration de mercure total observée dans les plumes (poids sec) des jeunes Balbuzards et la concentration prédite par régression multiple à partir du mercure total contenu dans leur sang (poids frais) ainsi que de leur âge, selon les stations considérées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson.

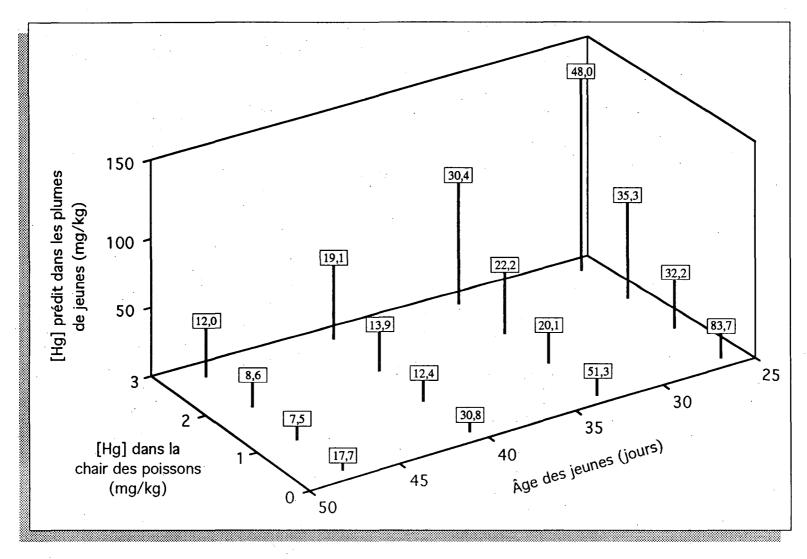


Figure 4.3.8.3. Concentration de mercure total dans les plumes en croissance des jeunes Balbuzards sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson et facteurs de biomagnification (au sommet des barres) calculés à partir de l'équation illustrée à la figure 4.3.8.2 La concentration de mercure total dans la nourriture ingérée est estimée à partir de celle dans le sang des aiglons.

premières semaines de vie soit dirigé, avec celui qui est ingéré, vers les plumes en croissance. Soulignons que Solonen et Lodenius (1990) ont mesuré des concentrations de mercure plus élevées dans la partie distale des plumes de couverture de jeunes Balbuzards, ce qui est également le cas des plus jeunes aiglons que nous avons échantillonnés. Cela s'explique du fait que la teneur moyenne en mercure d'une plume est d'autant plus élevée que l'homogénat qui en est fait provient majoritairement de sa partie distale.

#### 4.4 BIOACCULUMATION DES AUTRES CONTAMINANTS

#### 4.4.1 Métaux

Les pourcentages d'occurrence des métaux recherchés dans les oeufs et les muscles de Balbuzard sont présentés au tableau 4.4.1.1. Les données-synthèses concernant la concentration des principaux métaux autres que le mercure dans les tissus de Balbuzard sont présentées aux tableaux 4.4.1.2 et 4.4.1.3.

Sélénium: Bien que ce métal soit bioaccumulé principalement dans les reins et dans le foie (Eisler 1985), nous avons tout de même détecté du sélénium dans tous les échantillons de tissus analysés. Les concentrations de sélénium dans les oeufs de Balbuzard varient entre 0,8 et 5,1 mg/kg (poids frais) (tableau 4.4.1.3) et sont au moins 6 fois plus faibles que celles qui ont eu des effets tératogènes ou ont influencé le succès d'éclosion d'oeufs d'oiseaux aquatiques en Californie [2 à 110 mg/kg (poids sec); Ohlendorf et al. 1986]. Dans les muscles, les concentrations de sélénium varient entre 0,2 et 0,8 mg/kg (poids frais) (tableau 4.4.1.2) et sont de 3 à 12 fois inférieures à celles d'oiseaux aquatiques capturés au réservoir Kesterson en Californie. Il semble que le drainage des étangs agricoles qui avoisinent ce réservoir et dont les eaux sont contaminées par ce métal, soit responsable des fortes concentrations de sélénium enregistrées à cet endroit (Ohlendorf et al. 1986).

Nous n'avons pas trouvé de relation entre les concentrations de sélénium et celles de mercure total dans les oeufs, le foie, les muscles ou le cerveau des jeunes. Il y a cependant une relation significative dans le cas des reins chez les aiglons élevés en bordure des réservoirs ( $R^2 = 0.48$ ; p < 0.01).

TABLEAU 4.4.1.1

PRÉSENCE RELATIVE (%) À DES CONCENTRATIONS SUPÉRIEURES AU SEUIL DE DÉTECTION DES 14 MÉTAUX RECHERCHÉS DANS LES OEUFS ET LES MUSCLES DE JEUNES BALBUZARDS ÉLEVÉS DANS LES RÉGIONS D'ÉTUDE, DE 1989 À 1991

	SO	DIUM	MAGN	ÉSIUM	CAL	CIUM	CHF	ROME	MANG	ANÈSE	FE	:R	NIC	CKEL
RÉGION	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	<u>n</u>	(%)	n	(%)	n	(%)
NORD DU QUÉBEC						ā			•.				•	
Oeuf	15	(100)	15	(100)	15	(100)	15	(7)	15	(100)	. 15	(100)	15	(13)
Muscles	20	(100)	20	(100)	20	(100)	20	(100)	- 20	(100)	20	(100)	20	(35)
SUD DU QUÉBEC											,			
Oeuf	2	(100)	2	(100)	. 2	(100)	2	(0)	2	(100)	2	(100)	2	(0)
Muscles	5	(100)	. 5	(100)	5	(100)	5	(80)	5	(100)	5	(100)	5	(60)
TOTAL - Oeuf	17	(100)	17	(100)	17	(100)	17	(6)	17	(100)	17	(100)	17	(12)
- Muscles	25	(100)	25	(100)	25	(100)	25	(60)	25	(100)	25	(100)	25	(60)
	CL	IIVRE	ZI	NC	ARS	SENIC	SÉLI	ÉNIUM	CAD	MIUM	CÉSIL	IM-137	PL	ОМВ
RÉGION	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)	n	(%)
												······		
NORD DU QUÉBEC Oeuf	15	(100)	15	(100)	15	(0)	15	(100)			· .	<b>-</b>	14	(0)
Muscles	20	(100)	20	(100)	21	(0)	23	(100)	5	(100)	9	(100)	20	(0)
SUD DU QUÉBEC													,	
Oeuf	2	(100)	2	(100)	2	(0)	. 2	(100)	-	. •	-	-	2	(0)
Muscles	5	(100)	5	(100)	5	(20)	5	(100)	1	(100)	4	(75)	5	(0)
TOTAL - Oeuf	17	(100)	17	(100)	2	(0)	17	(100)		-	•	•	16	(0)
- Muscles	25	(100)	25	(100)	26	(4)	28	(100)	6	(100)	13	(92)	25	(0)

TABLEAU 4.4.1.2

CONCENTRATIONS MOYENNES DE 12 MÉTAUX¹ (poids frais) DANS LES MUSCLES DE JEUNES BALBUZARDS SELON LES SECTEURS D'ÉTUDE, DE 1989 À 1991

RÉGION		SODI	JM (m	g/kg)	<del>,</del>	_		MAGNÉ	SIUM	(mg/kg)		CAL	CIUM	(mg/kg)
REGION	<u>x</u> .	S	n	É	tendue	_	<u> </u>	8	n	Étendue	x	S	n	Étendue
GRANDE-BALEINE	973,3	197,3	3	840	/ 1 200		248,3	17,6	3	230 / 265	52,0	1,0	3	51 / 53
LA GRANDE	1 200,7	311,8	15	750	/ 1 800		221,7	28,1	15	155 / 255	68,5	8,5	15	51 / 82
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	1 200,0	353,6	2	950	/ 1 450		212,5	38,9	2	185 / 240	71,5	12,0	2	63 / 80
SUD DU QUÉBEC	1 127,0	234,2	5	845	/ 1 400		223,0	24,9	5	190 / 250	81,8	12,3	5	62 / 95
TOTAL	1 158,6	283,0	25	750	/ 1 800		224,4	27,2	25	155 / 265	69,4	12,0	25	51 / 95
		CHRO	ME (m	g/kg)		_		MANGA	NÈSE	(mg/kg)		F	ER (m	g/kg)
	x	8	n	É	tendue	_	<del>x</del>	s	n	Étendue	X	s	n	Étendue
GRANDE-BALEINE	-		-	. •	1 -		0,3	0,0	3	0,3 / 0,3	50,3	1,5	3	49,0 / 52,0
LA GRANDE	0,4	0,2	3	0,2	/ 0,6		0,2	0,1	15	0,2 / 0,3	35,4	10,4	15	15,0 / 53,0
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	. 1,0	•	1		1,0		0,3	0,1	2	0,2 / 0,4	34,0	17,0	2	22,0 / 46,0
SUD DU QUÉBEC	0,3	0,1	4	0,2	/ 0,4	_	0,3	0,0	5	0,2 / 0,3	35,4	5,3	5	30,0 / 43,0
TOTAL	0,4	0,3	8	0,2	/ 1,0		0,2	0,1	25	0,2 / 0,4	37,1	10,3	25	15,0 / 53,0
· ·		NICK	EL (m	g/kg)		_	CUIVRE (mg/kg)					Z	NC (m	ng/kg)
	x	8	n	É	tendue	_	x	8	n	Étendue	<u>x</u>	s	n	Étendue
GRANDE-BALEINE	. •		-	-	1 -		1,5	0,1	3	1,4 / 1,6	11,7	1,2	3	11,0 / 13,0
LA GRANDE	0,2	0,2	5	0,1	/ 0,5		1,3	0,4	15	0,6 / 1,8	11,2	1,5	15	8,4 / 14,0
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	0,3	0,2	2	0,1	/ 0,5		1,4	0,5	2	1,0 / 1,7	12,5	2,1	2	11,0 / 14,0
SUD DU QUÉBEC	0,1	0,0	3	0,1	/ 0,2	_	1,6	0,6	5	0,9 / 2,6	12,4	2,1	5	10,0 / 15,0
TOTAL	0,2	0,2	10	0,1	/ 0,5		1,4	0,4	25	0,6 / 2,6	11,6	1,6	25	8,4 / 15,0
		SÉLÉN	IUM (r	ng/kg)		_		CADM	IUM (r	ng/kg)		CÉSI	UM-13	7 (bq/kg)
	x	8	'n	É	tendue	_	<u> </u>	8	n	Étendue	X	s	n	Étendue
GRANDE-BALEINE	3,4	1,6	3	1,9	/ 5,1		0,1	0,0	3	0,1 / 0,1	38,4	23,7	3	18,6 / 64,7
LA GRANDE	1,7	0,5	16	1,0	/ 3,0		0,1	0,0	16	0,1 / 0,2	57,3	64,0	4	12,7 / 151,
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	2,3	0,5	4	1,6	/ 2,8		0,1	0,2	3	0,1 / 0,2	28,0	10,9	2	20,3 / 35,7
SUD DU QUÉBEC	1,9	0,8	5	0,8	/ 2,7	<u>.</u>	0,5	0,5	5	0,1 / 1,1	13,6	13,6	3	1,5 / 28,3
TOTAL	2,0	0,9	28	0,8	/ 5,1		0,2	0,2	27	0,1 / 1,1	36,8	39,8	12	1,5 / 151,

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Dont les concentrations sont supérieures aux seuils de détection.

CONCENTRATIONS MOYENNES (mg/kg; poids frais) DE MÉTAUX DANS LES OEUFS DE BALBUZARD SELON LES SECTEURS D'ÉTUDE, DE 1989 À 1991

**TABLEAU 4.4.1.3** 

RÉGION			SODIU	<u>M</u>				<u>MAGNÉS</u>	IUM	
nedicit	<del>X</del>	\$	n	Éte	ndue	<del>x</del>	S	n	É1	endue
GRANDE-BALEINE	1750,00	•	2	1700,00	/ 1800,00	. 78,50	•	2	77,00	/ 80,00
A GRANDE	1906,00	243,87	10	1350,00	/ 2250,00	83,00	12,91	10	56,00	/ 105,00
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	1983,33	76,38	3	1900,00	/ 2050,00	90,67	13,65	3	75,00	/ 100,0
SUD DU QUÉBEC	1850,00		. 1		1850,00	70,00	•	1		70,00
TOTAL	1897,50	203,39	16	1350,00	/ 2250,00	83,06	12,28	16	56,00	/ 105,00
		·	CALCIL	<i>J</i> M				CHROM	IE	
	<u>x</u>		n	Éte	ndue	<del>x</del>	<u>s</u>	n	Ét	endue
GRANDE-BALEINE	320,00	•	2	250,00	/ 390,00	0,20		1		0,20
LA GRANDE	311,50	43,08	10	260,00	/ 390,00	•	<u>:</u>	0.	•	1-
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	303,33	55,08	3	250,00	/ 360,00	•	-	0	•	1-
SUD DU QUÉBEC	390,00	•	1		390,00	•	•	0	•	1-
<b>TOTAL</b>	315,94	50,83	16	250,00	/ 390,00	0,20	•	1		0,20
•		<i>N</i>	IANGAN	ÈSE				FER		
• .	<u>x</u>	s	n	Éte	ndue	<del>_</del> x	s	n	Ét	endue
GRANDE-BALEINE	0,23	-	2	0,15	/ 0,30	14,50	•	2	11,00	/ 18,00
A GRANDE	0,17	0,04	10	0,10	/ 0,25	13,40	2,27	10	10,00	/ 17,00
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	0,18	0,03	3	0,15	/ 0,20	11,20	1,71	. 3	9,60	/ 13,00
SUD DU QUÉBEC	0,15		1	0,15	/ 0,15	12,00	-	1		12,00
TOTAL	0,18	0,05	16	0,10	/ 0,30	13,04	2,50	16	9,60	/ 18,00
			NICKE	L				CUIVRI	E	
	x	<u> </u>	n	Éte	ndue	<u>x</u>	<u>s</u>	n	Ét	endue
GRANDE-BALEINE	0,15		1		0,15	0,33	•	2	0,30	/ 0,35
LA GRANDE	1,20	-	· 1		1,20	0,46	0,18	10	0,20	/ 0,70
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	•	•	0	•	1	0,32	0,06	3	0,25	/ 0,35
SUD DU QUÉBEC	•	•	0	•	1-	0,25	•	1		0,25
TOTAL	0,68	. •	2	0,15	/ 1,20	0,40	0,16	16	0,20	/ 0,70
			ZINC	<u> </u>				SÉLÉNIL	JM	
	<u>x</u>	S	n	Éte	ndue	<u>x</u>	8	n	Ét	endue
GRANDE-BALEINE	7,00	•	2	5,10	/ 8,90	0,43	•	2	0,35	/ 0,50
_A GRANDE	6,04	0,92	10	4,20	/7,10	0,42	0,09	10	. 0,30	/ 0,55
NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	6,30	0,52	3	5,70	/ 6,60	0,52	0,08	3	0,45	/ 0,60
SUD DU QUÉBEC	5,20		1		5,20	0,55	<u>.</u>	1		0,55
TOTAL	6,16	1,09	16	4,20	/ 8,90	0,45	0,09	16	0,30	/ 0,60

Le rapport [Hg]/[Se] est quant à lui significativement plus élevé chez les aiglons des réservoirs comparativement à ceux des milieux naturels dans le cas du foie, des reins, des muscles et du cerveau (Mann-Whitney: |Z| ≥ 3,60; p < 0,01) (tableau 4.4.1.4). Cependant, cette relation n'est pas significative pour les oeufs (p = 0,09), ce qui suggère que les Balbuzards se nourrissent probablement en milieu naturel, à leur retour au printemps, durant la période qui précède la ponte. La forte accumulation du mercure dans les tissus des aiglons élevés en bordure des réservoirs est responsable des rapports [Hg]/[Se] élevés qui y sont mesurés. En milieu naturel, les rapports [Hg]/[Se] des différents tissus sont inférieurs au rapport molaire Hg/Se (1:1) qui est de 2,54. Un rapport supérieur à 2,54, comme c'est le cas dans la plupart des échantillons provenant des réservoirs (67 %), pourrait signifier que la quantité de sélénium bioaccumulée n'est pas suffisante pour se conjuguer au mercure et ainsi protéger l'organisme contre les effets toxiques de ce demier.

L'âge des oiseaux et la disponibilité variable du mercure et du sélénium dans le milieu peuvent aussi être à l'origine de ces résultats discordants (Eisler 1985; Leonzio *et al.* 1986). Quoiqu'il en soit, force est de constater, à l'instar de plusieurs autres chercheurs (Koeman *et al.* 1975; Hutton 1981; Goede 1985), que les liens qui devraient normalement exister entre les concentrations de sélénium et de mercure dans les tissus des oiseaux ne sont pas manifestes.

Cadmium: Le cadmium est bioaccumulé toute la vie durant, majoritairement au niveau des reins et du foie, ces deux organes contenant près de 80% de la charge corporelle de l'organisme (Scheuhammer 1991). Ce métal a été détecté dans les reins et le foie dans respectivement 97% et 90% des échantillons. La concentration moyenne de cadmium dans les reins des jeunes Balbuzards est de 0,2 mg/kg, les teneurs variant entre < 0,02 mg/kg (rivière Nottaway) et 1,1 mg/kg (réservoir Decelles) et sont presque toutes supérieures (92% des cas) à celles mesurées dans le foie.

Les valeurs les plus élevées de cadmium ont été trouvés dans les reins des deux aiglons collectionnés au réservoir Decelles (entre le 47° et le 48° de latitude (figure 4.4.1.1)), ce qui indiquent très probablement

TABLEAU 4.4.1.4

#### RAPPORT DES CONCENTRATIONS DU MERCURE TOTAL (mg/kg; poids frais) SUR CELLES DU SÉLÉNIUM DANS LES TISSUS DE JEUNES BALBUZARDS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

: 	Milie	ux aménag	jés	Milie	ux nature	ls	Mann-W	hitney
Tissu	x	S	n	x	. <b>s</b>	n	Z	р.
Foie	2,44	1,38	13	0,31	0,17	10	3,97	<0,01
Reins	4,18	2,19	13	0,62	0,41	9	3,84	<0,01
Muscles	4,76	2,62	13	0,67	0,33	10	3,78	<0,01
Cerveau	3,63	2,25	13	0,53	0,21	8	3,62	<0,01
Oeufs	0,53	0,16	8	0,39	0,13	6	. 1,69	0,09

une exposition aux retombées de polluants atmosphériques de la région de Rouyn-Noranda. Soulignons à cet égard, que les mousses (*Sphagnum fuscum*) de cette région présentent les plus fortes concentrations de cadmium au Canada (jusqu'à 12 mg/kg) (Glooschenko 1989). Par contre, les concentrations mesurées dans le foie (< 0,3 mg/kg dans 90% des cas) sont très semblables à celles détectées dans ce même tissu chez 30 Balbuzards adultes ou immatures trouvés morts ou moribonds entre 1964 et 1982 dans l'est des États-Unis (Wiemeyer *et al.* 1987).

Soulignons par ailleurs que le rapport moyen [Cd]foie/[Cd]reins est de 0,4 (s = 0,2; n = 20). Bien que le rapport varie entre 0,2 (SKB-Côté) et 0,8 (LG2-Toto) dans les territoires nordiques à l'étude, il n'y a pas de différence significative entre les réservoirs et le milieu naturel quant à ce paramètre (Mann-Whitney: |Z| = 0,85; p = 0,39). Scheuhammer (1987a) considère qu'un rapport [Cd]foie/[Cd]rein inférieur à 1 témoigne d'une exposition relativement faible au cadmium.

Césium-137: Le césium-137 est un isotope radioactif produit artificiellement par l'homme. D'une demi-vie de 30,1 années, il est bioaccumulé principalement dans les muscles (Thomas et al. 1992). Cet isotope a été libéré dans l'atmosphère principalement lors des essais thermonucléaires des années 50 et 60 (Pennock 1990; Thomas et al. 1992). En 1986, lors de l'accident de la centrale nucléaire de Tchernobyl le césium-137, qui représentait 10% des particules radioactives libérées dans l'atmosphère, aurait augmenté d'autant dans la chair des Caribous (Rangifer tarandus) du Nouveau-Québec (Crête et al. 1987).

Les concentrations de césium-137 que nous avons mesurées dans les muscles de jeunes Balbuzards au Québec varient entre < 0,63 bq/kg (étang Stater, Comté Frontenac) et 151 bq/kg (rivière Eastmain) pour une concentration moyenne de 36,8 bq/kg (s = 39,8; n = 12) (tableau 4.4.1.2). Celles-ci tendent à être plus élevées dans le nord que dans le sud de la province parce que les processus de dissipation naturelle (tels l'apport énergétique, la longueur de l'été et le drainage) sont moins importants en milieu nordique comparativement aux latitudes plus basses (Hutchison-Benson *et al.* 1983; Thomas *et al.* 1992).

Toutes nos mesures sont inférieures à la norme internationale de mise en marché de la viande pour des fins de consommation humaine fixée à 300 bq/kg (Crête *et al.* 1987). Au Nouveau-Québec, la concentration moyenne de césium-137 de la chair de caribous récoltés en octobre 1986 était de 572 bq/kg (Crête *et al.* 1987), ce qui est au moins 15 fois plus élevé que la moyenne mesurée dans les muscles des jeunes Balbuzards. Notons cependant que la période d'exposition des aiglons n'a été que de six semaines tout au plus, ce qui est considérablement plus court que pour les caribous.

Autres métaux: Parmi les autres métaux analysés, plusieurs sont considérés comme des éléments essentiels lors des processus biologiques. Ils peuvent cependant être toxiques lorsqu'ils sont présents en trop forte concentration. Plusieurs de ces métaux (Zn et Cu) sont importants lors de la croissance des plumes (Voitkevich 1966; Honda et al. 1986; Hanson et Jones 1974) ou durant la synthèse des protéines (Zn, Mg) (Haarakangas et al. 1974). D'autres métaux non essentiels tels le plomb et le cadmium sont toxiques même à de faibles concentrations. La présence de ces métaux dans les écosystèmes aquatiques est due à la combinaison des apports naturels (érosion, nature de la roche en place, etc.) et des activités humaines (le transport à grande distance des polluants, etc.).

Le *fer*, le *magnésium*, le *manganèse*, le *calcium*, le *sodium*, le *cuivre* et le *zinc* ont été détectés dans tous les échantillons de muscles et d'oeufs analysés (tableau 4.4.1.1). Dans le cas du *calcium*, les valeurs diminuent selon le gradient latitudinal (r<sub>s</sub> = 0,41; p < 0,05; n = 25) (figures 4.4.1.1. et 4.4.1.2), ce qui n'est pas sans rappeler le gradient d'alcalinité observé dans les lacs naturels québécois situés le long de ce transect (Delisle *et al.* 1986; Dupont 1992). D'autres métaux plus rares tels l'*arsenic*, le *chrome* et le *nickel*, ont principalement été détectés dans les muscles, à quelques stations seulement (du sud surtout, dont le réservoir Decelles) et toujours à des concentrations inférieures à 1 mg/kg (tableaux 4.4.1.2 et 4.4.1.3). Seul le *plomb* n'a pas été détecté dans les échantillons d'oeufs et de muscles.



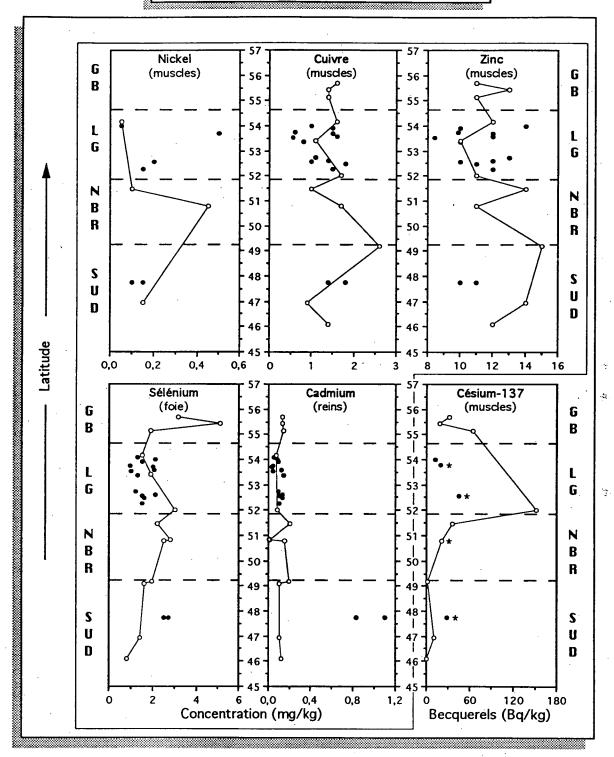


Figure 4.4.1.1. Distribution des concentrations de 6 métaux dans divers tissus de jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude. Les observations marquées (\*) correspondent à des échantillons composites.



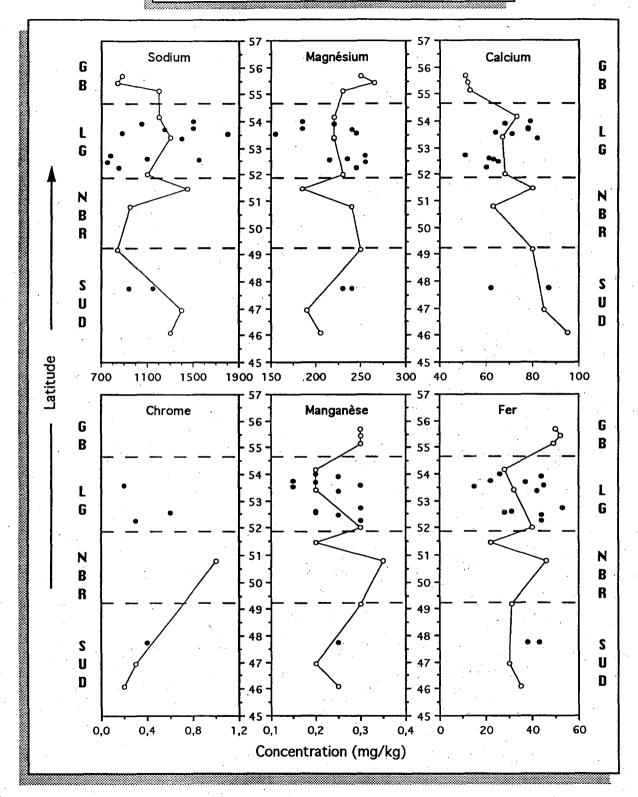


Figure 4.4.1.2. Distribution des concentrations de 6 métaux dans les muscles de jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude.

Vu les faibles concentrations des métaux les plus toxiques (Cr, AS, Cd, Pb et Ni) de même que la courte période d'exposition (39 jours en moyenne), nous sommes d'avis qu'ils ne représentent pas une menace pour la santé des jeunes Balbuzards élevés dans les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson.

Les analyses en coordonnées principales montrent qu'il y a une très faible différenciation régionale quant à la présence des métaux autres que le mercure (figures 4.4.1.3 et 4.4.1.4). Seule la région Grande-Baleine se distingue des trois autres en présentant des concentrations moyennes dans les muscles qui sont supérieures pour le sélénium (0,57 vs 0,42 mg/kg) et inférieures pour le calcium (52 vs 72 mg/kg) (tableau 4.4.1.5). Toutefois, bien qu'il n'y ait pas de différence significative entre les régions relativement à l'âge des aiglons, il convient de mentionner que les concentrations de sélénium, de cadmium, de cuivre, de fer, de manganèse, de magnésium et de sodium sont corrélés avec l'âge des jeunes Balbuzard (R Pearson < 0,03). Soulignons que les concentrations de fer, manganèse, zinc, cuivre et de nickel sont du même ordre de grandeur que celles présentes dans les muscles de Grandes Aigrettes (*Casmerodius albus*) âgées entre 30 et 45 jours capturées en Corée et qu'elles varient avec l'âge (Honda *et al.* 1986).

Notons qu'à l'exception du sélénium, il n'y pas de différence significative entre les concentrations des métaux analysés dans les tissus de Balbuzard provenant soit du milieu naturel ou du milieu aménagé (tableaux 4.4.1.6. et 4.4.1.7). Les plus fortes concentrations en sélénium dans la région de Grande-Baleine sont probablement à l'origine de cette différence.

#### 4.4.2 Composés organiques de synthèse

Les pesticides organochlorés (OC) et les biphényles polychlorés (BPC) ont été détectés plus fréquemment dans les oeufs, suivi du foie et du sang (tableau 4.4.2.1; annexe 4.4.2.1). Le DDE, les BPC, la dieldrine, le trans-nonachlore, l'oxychlordane et l'hexachlorobenzène sont les contaminants les plus fréquemment détectés (>50%) dans ces trois tissus. À l'opposé, plusieurs des composés recherchés n'ont pas été détectés ou l'ont été dans très peu de tissus (1,2,3,4-tétrachlorobenzène, 1,2,4,5-tétrachlorobenzène,

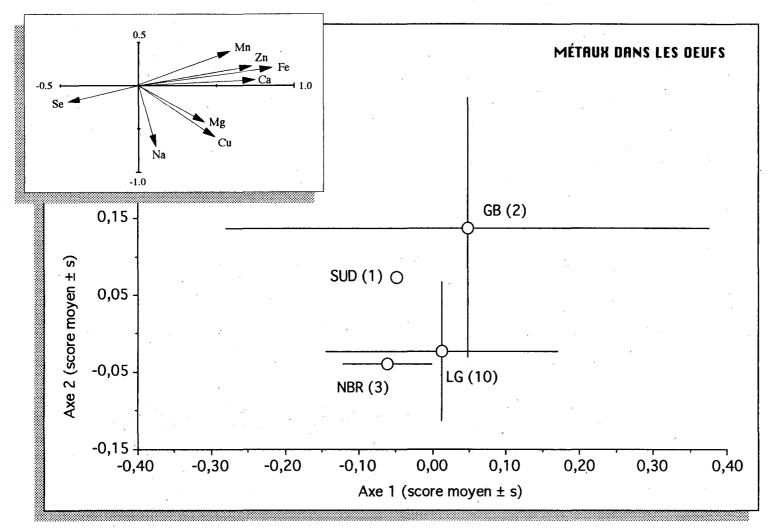


Figure 4.4.1.3. Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations de 8 métaux dans les oeufs frais de Balbuzard. Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion (effectifs statistiques entre parenthèses).

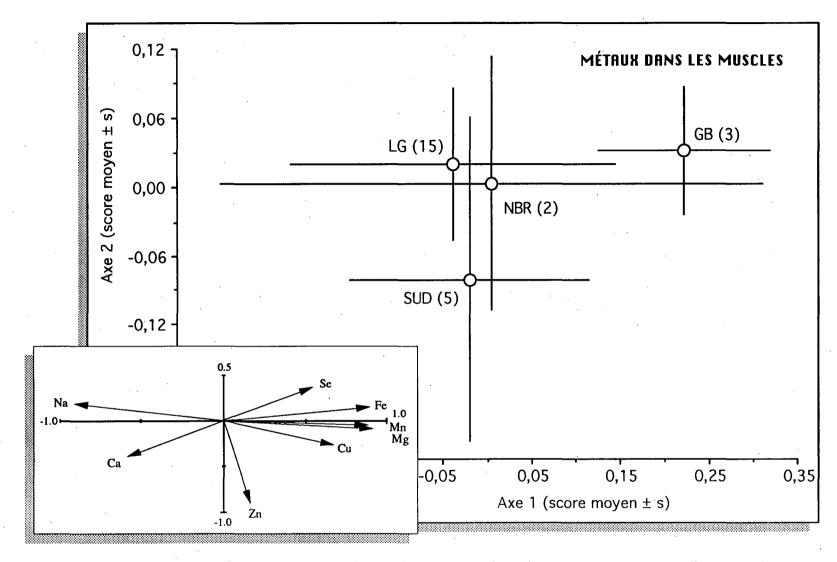


Figure 4.4.1.4. Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations de 8 métaux dans les muscles des jeunes Balbuzards. Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion (effectifs statistiques entre parenthèses).

TABLEAU 4.4.1.5

TESTS DES DIFFÉRENCES RÉGIONALES (GB, LG, NBR, SUD)
DANS LA BIOACCUMULATION DES PRINCIPAUX MÉTAUX
AUTRES QUE LE MERCURE CHEZ LE BALBUZARD JUVÉNILE

<del>4</del>		EUFS f = 3)	MUSCLES (df = 3)				
MÉTAL	Н	p	Н	р			
Sélénium	3,78	0,29	8,41	0,04			
Calcium	2,10	0,55	10,28	0,02			
Cuivre	3,07	0,38	0,98	0,81			
Fer	2,47	0,48	6,35	0,10			
Magnésium	2,82	0,42	3,15	0,37			
Manganèse	1,92	0,59	4,95	0,18			
Sodium	3,42	0,33	1,81	0,61			
Zinc	1,37	0,71	2,24	0,52			

TABLEAU 4.4.1.6

CONCENTRATIONS MOYENNES (mg/kg; poids frais) DE 12 MÉTAUX
DANS LES MUSCLES DE JEUNES BALBUZARDS
DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON,
DE 1989 À 1991

			Ailieux amén	agés			M	ilieux natur	els		Mann-	Whitney
Variable	x	8	n	Étendu	ie .	x	s	n	Étend	ue	Z	р
Cadmium	0,07	0,01	2	0,06 /	0,07	0,07	0,00	3	0,07 /	0,07	1,23	0,23
Calcium	68,33	9,42	12	51,00 /	82,00	63,38	10,65	8	51,00 /	. 0,00	0,81	0,42
Chrome	0,37	0,21	3	0,20 /	0,60	1,00		1		1,00	1,34	0,18
Césium-137	26,03	17,24	3	12,70 /	45,50	53,72	50,46	6	18,60 /	151,00	1,03	0,30
Cuivre	1,20	0,41	12	0,55 /	1,80	1,44	0,27	8	1,00 /	1,70	1,36	0,17
Fer	35,92	11,38	12	15,00 /	53,00	39,88	11,29	8	22,00 /	52,00	0,93	0,35
Magnésium	221,25	31,63	12	155,00 /	255,00	230,00	23,75	8	185,00 /	265,00	0,43	0,67
Manganèse	0,23	0,05	12	0,15 /	0,30	0,27	0,06	8	0,20 /	0,35	1,45	0,15
Sodium	1200,83	349,19	12	750,00 /	1800,00	1115,00	213,54	8	840,00 /	1450,00	0,46	0,64
Nickel	0,23	0,19	4	0,05 /	0,50	0,20	0,22	3 .	0,05 /	0,45	0,54	0,59
Sélénium	0,38	0,07	13	0,30 /	0,50	0,54	0,12	10	0,40 /	0,77	3,30	<0,01
Zinc	11,19	1,58	12	8,40 /	14,00	11,63	1,30	8	10,00 /	4,00	0,59	0,56

TABLEAU 4.4.1.7

CONCENTRATIONS MOYENNES (mg/kg; poids frais) DE 10 MÉTAUX

DANS LES OEUFS DE BALBUZARD DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON,

DE 1989 À 1991

		Mil	ieux amé	nagés			M	ilieux natur	els		Mann-	Whitney
Variable	x	s	n	Étendu	ie	x	S	n	Étendı	ıe	Z	p
Cadmium	313,89	44,98	9	260,00 /	390,00	306,97	57,50	6	250,00 /	390,00		•
Chrome	-		0	1		0,20		1	, (	0,20		-
Cuivre	0,44	0,17	9	0,20 /	0,70	0,38	0,16	6	0,25 /	0,70	0,42	0,60
Fer .	13,67	2,24	9	10,00 /	17,00	12,27	3,01	6	9,60 /	18,00	1,25	0,21
Magnésium	83,56	13,57	9	56,00 /	105,00	84,50	11,00	6	75,00 /	100,00	0,24	0,8
Manganèse	0,17	.0,04	9	0,10 /	0,25	0,19	0,06	6	0,15 /	0,30	0,84	0,40
Sodium	1901,11	258,14	9	1350,00 /	2250,00	1900,00	130,38	6	1700,00 /	2050,00	0,47	0,64
Nickel	1,20	•	1		1,20	0,15	•	1 .		0,15	1,00	0,3
Sélénium	0,42	0,10	9	0,30 /	0,55	0,47	0,09	- 6	0,35 /	0,60	0,85	0,4
Zinc	5,97	0,95	9	4,20 /	7,10	6,60	1,29	6	5,10 /	8,90	0,89	0,3
					•		;					

PRÉSENCE RELATIVE (%), À DES CONCENTRATIONS SUPÉRIEURES AUX SEUILS DE DÉTECTION, DES COMPOSÉS ORGANOCHLORÉS RECHERCHÉS DANS DIVERS TISSUS DE BALBUZARD AU QUÉBEC, DE 1989 À 1991

**TABLEAU 4.4.2.1** 

	OEUFS				FOIE	<u>:</u>	PLAS	SANG ENTIER		
COMPOSÉS ORGANOCHLORÉS	Frais	Pourris 6	Total		Jeunes		Jeunes	Adulte	Jeunes	
COMPOSES ORGANOCHLORES	26			Vivants 28	Morts 2	Total 30	4	1	4	
							-			
1,2,4,5 - Tétrachlorobenzène	0	0	0	0	0	0	0	. 0	0	
1,2,3,4 - Tétrachlorobenzène	. 8	20	10	4	0	3	0	0	0	
Pentachlorobenzène	19	0	- 17	0	0	0	0	0	0	
Hexachlorobenzène	100	80	97	86	50	83	50	100	100	
Octachlorobenzène	31	0	26	0	0	0	0	0 .	0	
p,p' - DDE	100	100	100	93	100	93	75	100	100	
p,p' - DDD	100	100	100°	71	100	73	0	100	0	
p,p' - DDT	100	80	97	29	50 .	30	0	0	0	
photo-Mirex	53	80	58	0	0	0.	0	100	0	
Mirex	100	100	100	11	0	10	0	100		
Oxychlordane	100	100	100	71	100	73	50	100	75	
trans - Chlordane	23	40	26	4	0	3	0	0	0	
cis - Chlordane	100	100	100	61	100	63	0	0	0	
trans - Nonachlore	100	100	100	68	100	70	25	100	75	
cis - Nonachlore	96	100	97	82	100	83	0	100	0	
Époxide d'heptachlore	100	100	100	71	100	73	0	100	25	
Dieldrine	100	100	100	82	100	83	0	100	75	
Biphényles polychlorés	100	100	100	93	100	93	75	100	100	
α - Hexachlorocyclohexane	0	0	. 0	0	. 0	0	. 0	0	0	
β - Hexachlorocyclohexane	15	20	16	0	0	0	0	0	0	
γ - Hexachlorocyclohexane	0 .	. 0	0	0	0	0	0	0	0	

 $\alpha$ ,  $\beta$  et  $\gamma$  hexachlorocyclohexane, octachlorostyrène, trans-chlordane et le photo-mirex). Soulignons que nous n'avons pas trouvé de *dioxines* ni de *furannes* à des concentrations supérieures aux limites de détection dans les deux échantillons de foie de jeunes provenant du territoire de la Baie James, qui ont fait l'objet d'une telle analyse (annexe 4.4.2.2).

Le DDE et les BPC sont, de loin, les contaminants organiques les plus abondants dans les échantillons de Balbuzard que nous avons analysés (tableau 4.4.2.2 et annexe 4.4.2.1). La concentration maximale de DDE dans les oeufs (10,7 mg/kg) provient de la station LG3-Roy (< 4 mg/kg dans 96% des oeufs). Un seul autre oeuf, pourri cette fois, contenait plus de 4 mg/kg de DDE (< 4 mg/kg dans 83% des oeufs pourris), le seuil critique pour le développement des oeufs de Balbuzard (Noble et Elliott 1990).

La concentration maximale de BPC dans les oeufs, soit 12,7 mg/kg, a été trouvée au lac Mesgouez dans la région NBR. Toutes les concentrations sont inférieures à 16 mg/kg (< 5 mg/kg dans 92% des cas), la limite critique pouvant occasionner des problèmes de développement de l'embryon (Eisler 1986).

Soulignons que les concentrations de DDE et de BPC dans les oeufs de Balbuzard récoltés au Québec sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans des oeufs provenant des Grands-Lacs en Ontario (Ewins 1992) ou de celles de la baie Delaware aux États-Unis (Steidl *et al.* 1991b) ainsi que des états du Maryland, de la Virginie et du Massachusett (Audet *et al.* 1992).

Les concentrations de DDE et de BPC dans le foie et le sang sont inférieures à 0,3 mg/kg (tableau 4.4.2.2). Les concentrations dans le foie des aiglons du Québec (< 0,1 mg/kg dans 78% des cas) sont au moins 10 fois plus faibles que celles rapportées dans le foie de Balbuzards capturés en Norvège (Holt *et al.* 1979; Froslie *et al.* 1986), trouvés morts au nid en Ontario (Ewins 1992) et dans la carcasse de Balbuzards trouvés morts ou moribonds dans l'est des États-Unis (Wiemeyer *et al.* 1980, 1987; Sundlof *et al.* 1986). Les biphényles polychlorés dans le foie des aiglons suivent grossièrement un patron décroissant depuis le sud (~0,2 mg/kg) vers le nord (~0,01 mg/kg) (figure 4.4.2.1 -- r<sub>s</sub> = -0,58; p < 0,01; n = 28). Les valeurs



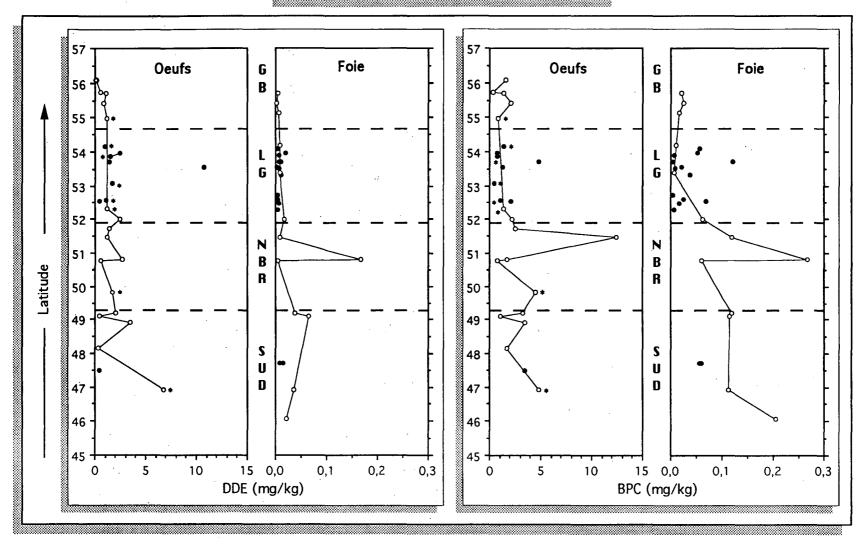


Figure 4.4.2.1. Distribution des concentrations de DDE et de BPC dans les oeufs frais et le foie des jeunes Balbuzards, en fonction de la latitude. Les observations marquées (\*) correspondent à des échantillons composites.

TABLEAU 4.4.2.2

POURCENTAGE DE LIPIDES ET CONCENTRATIONS DE DDE ET DE BPC (µg/kg; poids frais)
DE TISSUS DE BALBUZARD RÉCOLTÉS AU QUÉBEC, DE 1989 À 1991

TISSU / MILIEU / RÉGION	Pourcentage de lipide					DDE					BPC Totaux				
	x	8	n (Pool)1	Éte	endue	x	8	n (Pool)	É	tendue	x	8	n (Pool)	Ét	endue
OEUFS FRAIS				-											
TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON	3,9	0,7	20(39)	2,9	/ 5,0	1 713,7	2 208,8	20(39)	149,9	/ 10 690,0	2 182,6	2 673,9	20(39)	350,0	/ 12 370,0
Région Grande-Baleine	4,2	0,7	5(12)	3,2	/ 4,9	734,3	105,8	5(12)	149,9	/ 1 127,4	1 234,8	669,5	5(12)	350,0	/ 2 060,0
Region La Grande	4,1	0,7	10(19)	2,9	/ 5,0	2 341,8	2 994,0	10(19)	492,2	/ 10 690,0	1 586,8	1 269,6	10(19)	416,7	/ 4 820,0
Région Nottaway-Broadback-Rupert	3,3	0,2	5 (8)	3,0	/ 3,6	1 436,8	747,3	5(8)	539,2	/ 2 557,0	4 322,0	4 706,9	5 (8)	680,0	/ 12 370,0
SUD DU QUÉBEC	4,0	0,5	6 (7)	3,3	/ 4,8	2 214,2	2538,2	6 (7)	335,6	/ 6 756,0	2 926,0	1 363,3	6 (7)	1 049,4	/ 4 840,0
FOIE DE JEUNES										4.5 - 4					
TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON	2,5	0,2	23	2,1	/ 2,9	16,4	35,3	23	2,2	/ 167,5	49,0	60,2	23	4,6	/ 265,9
Région Grande-Baleine	2,6	0,2	3	2,4	/ 2,7	4,4	1,6	3	2,6	/ 5,6	20,9	3,8	3	17,1	/ 24,6
Région La Grande	2,6	0,2	16	2,1	/ 2,9	7,4	4,6	16	0,3	/ 18,6	31,6	32,9	16	4,6	/ 56,2
Région Nottaway-Broadback-Rupert	2,4	0,4	4	2,1	/ 2,9	61,5	76,0	4	4,7	/ 167,5	139,9	87,9	4	61,4	/ 265,9
SUD DU QUÉBEC	2,5	0,6	5	1,9	/ 3,4	0,7	12,9	5	9,2	/ 38,2	110,4	59,9	5	56,9	/ 204,6
SANG DE JEUNES															
TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON	•	•	, <b>-</b>	-	1 -	2,2	2,0	7(56)	0,5	/ 5,6	16,1	8,9	7(56)	5,9	/ 29,7
Région Grande-Baleine	•	-	-	•	1 -	0,7	0,2	3(10)	0,5	/ 0,9	18,6	5,4	3(10)	13,0	/ 23,8
Région La Grande	•		-	•	1 -	1,7	-	2(25)	•	/ 1,7	5,9	•	2(25)		5,9
Région Nottaway-Broadback-Rupert	-	-	-	•	1 -	5,0	-	2(21)	4,4	/ 5,6	22,5	•	2(21)	15,2	/ 29,7
SUD DU QUÉBEC		•	•	-	1 -	11,7		1 (4)		11,7	39,1	-	1 (4)		39,1

¹ n - nombre d'analyses chimiques effectuées; Pool - nombre d'échantillons qui ont été regroupés pour les analyses chimiques.

plus élevées observées dans l'estuaire du Saint-Laurent et au sud de NBR (comparativement à GB et LG) sont probablement indicatives de sources locales de BPC ainsi que d'un apport atmosphérique ou aquatique plus important dans ces régions.

Des analyses en coordonnées principales ont été effectuées sur les principaux groupes de composés organochlorés, soit le DDT (p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE), le mirex (photo-mirex + mirex), le chlordane (*trans*-chlordane + *cis*-chlordane + *trans*-nonachlore + *cis*-nonachlore + oxychlordane) et les BPC totaux. L'analyse portant sur les oeufs ne suggère aucune différenciation régionale dans les concentrations des principaux groupes de composés organochlorés (figure 4.4.2.2).

Par contre, dans le cas de l'analyse portant sur le foie (figure 4.4.2.3.), les régions sont beaucoup plus distinctes les unes des autres. Les concentrations de DDT et de BPC dans le foie des aiglons sont beaucoup plus élevées dans la région de NBR ainsi que dans le sud du Québec, alors que les teneurs en mirex sont plus élevées dans les régions NBR et Grande-Baleine (tableau 4.4.2.3). Dans tous les cas, les concentrations sont plus faibles dans le secteur La Grande, comparativement aux autres régions nordiques.

La différence d'âge des aiglons récoltés dans les diverses régions pourrait être en partie responsable de ce patron géographique. Il existe en effet une relation significative inverse entre l'âge des aiglons et la concentration de DDE (R² = 0,25; p < 0,01; n = 27) et de BPC (R² = 0,20; p = 0,02; n = 27) dans le foie des aiglons. La dilution et la distribution des contaminants dans le corps des oiseaux en croissance, l'excrétion et la dégradation possible de ces derniers, couplé à un faible apport de contaminants sont habituellement responsables de cette tendance (Charnetski 1976; Custer *et al.* 1985, Becker et Sperveslage 1989). Les faibles concentrations de résidus organochlorés qui ont été mesurées dans la chair et le foie des proies du Balbuzard dans ces régions nordiques (SOMER 1993, 1994) appuient cette hypothèse.

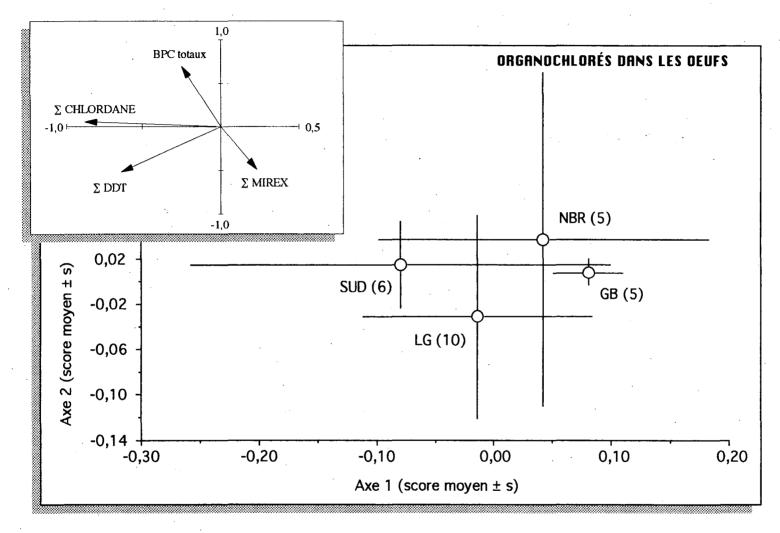


Figure 4.4.2.2. Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations des 4 groupes d'organochlorés les plus fréquents dans les oeufs frais de Balbuzard. Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion (effectifs statistiques entre parenthèses).

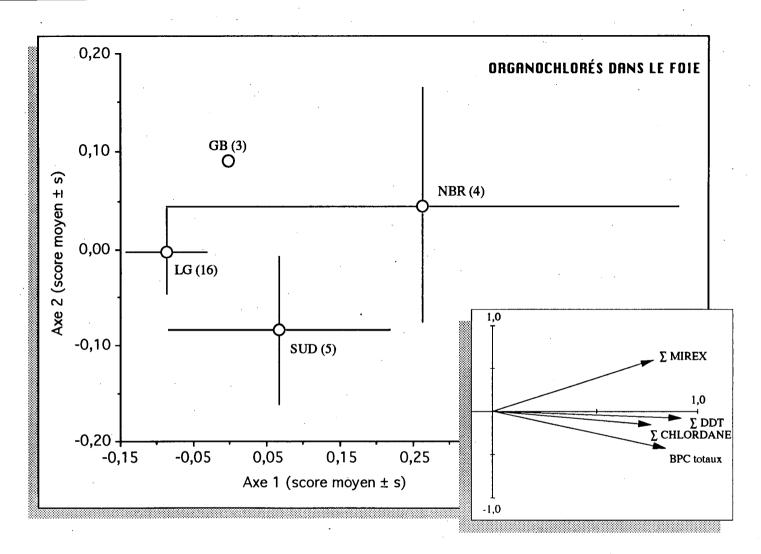


Figure 4.4.2.3. Dispersion des 4 régions géographiques sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations des 4 groupes d'organochlorés les plus fréquents dans le foie de jeunes Balbuzards. Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion (effectifs statistiques entre parenthèses).

**TABLEAU 4.4.2.3** 

## TESTS DES DIFFÉRENCES RÉGIONALES (GB, LG, NBR, SUD) DANS LA BIOACCUMULATION DES PRINCIPAUX COMPOSÉS ORGANOCHLORÉS CHEZ LE BALBUZARD JUVÉNILE

	OEU (df =		FOIE (df = 3)				
COMPOSÉS — ORGANOCHLORÉS	Н	р	Н	р			
DDT	4,29	0,23	10,42	0,02			
CHLORDANE	6,95	0,07	3,96	0,27			
MIREX	6,72	0,08	13,90	< <b>0,01</b> ,			
BPC Totaux	6,25	0,10	12,82	< 0,01			

<sup>\*</sup> Les pesticides organochlorés ont été regroupés en trois grands groupes:

DDT = p,p'-DDE + p,p'-DDD + p,p'-DDT;

CHLORDANE = cis, trans-Chlordane + Oxychlordane + cis, trans-Nonachlore;

MIREX = photo-Mirex + Mirex.

# 4.5 SANTÉ DU BALBUZARD SUR LE TERRITOIRE DE LA BAIE JAMES

## 4.5.1 Résistance des coquilles d'oeuf

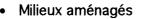
À l'instar de plusieurs autres oiseaux de proie, les populations de Balbuzard du monde entier ont connu des baisses inquiétantes qui ont contribué à placer cette espèce sur la "Blue List" du American Birds de 1971 à 1981 (Tate 1981). Les difficultés de reproduction que l'espèce a éprouvé durant les années 50 et 60 découlaient principalement de l'usage, alors très répandu, des pesticides organochlorés - en particulier le DDT - qui causaient l'amincissement des coquilles d'oeuf et entraînaient le bris des oeufs sous le poids de la femelle (Poole 1989). Depuis que ces produits ont été bannis à peu près partout, les populations sont en bonne voie de se rétablir dans les milieux de nidification qui conviennent toujours à l'espèce (Poole 1989; Titus et Fuller 1990).

L'épaisseur de la coquille des oeufs en provenance des territoires nordiques à l'étude varie entre 0,31 mm et 0,54 mm, pour une moyenne de 0,43 mm (s = 0,05; n = 58) (tableau 4.2.2.3). Cette moyenne est de 0,09 mm inférieure à l'épaisseur moyenne des coquilles durant la période pré-DDT (*i.e.* 0,52 mm), soit avant son introduction en 1946 (Anderson et Hickey 1972). Elle est toutefois proche de celles mesurées à la baie Delaware (0,46 mm) et le long de la côte atlantique (0,48 mm) (Steidl *et al.* 1991b), mais nettement inférieure à celle mesurée dans la région des Grands Lacs en Ontario (0,51 mm) (Ewins 1992).

La littérature scientifique traite abondamment des effets des contaminants, principalement le DDE (un dérivé du DDT) sur le mécanisme de formation de la coquille dans l'oviducte des oiseaux femelles (Peakall 1970; Cooke 1973; Lundholm 1987). Wiemeyer et al. (1988) pensent qu'un amincissement de la coquille supérieur à 15-20% par rapport à la valeur pré-DDT est susceptible de causer des problèmes chez le Balbuzard. Poole (1989) fixe à 16% la diminution de l'épaisseur des coquilles qui peut occasionner la perte d'un oeuf, les pertes augmentant par la suite en fonction du degré d'amincissement des coquilles.

Le tiers de nos mesures d'épaisseur de coquilles représentent un amincissement de 20% et plus, tandis que la moitié de nos coquilles ont une épaisseur d'au moins 15% inférieure à la valeur pré-DDT (figure 4.5.1). Signalons que ces proportions augmentent considérablement dans le secteur NBR, 58% des coquilles d'oeuf montrant un amincissement de 20% et plus (cette proportion passe à 83% lorsqu'on considère un amincissement de 15%). À cet égard, il convient de rappeler que l'écorégion NBR-Sud affiche des succès à l'envol statistiquement plus faibles qu'ailleurs sur le territoire de la Baie James (section 4.2.3).

Étant donné qu'il y a une différence significative dans la résistance des coquilles selon les milieux hydrographiques (indice de Ratcliffe; Kruskall-Wallis: H = 18,19, p = 0,01), ainsi que selon les écorégions du paysage (épaisseur et indice de Ratcliffe; H  $\geq$  14,02; p < 0,01) (tableau 4.2.1.3), nous avons examiné une éventuelle relation entre le mercure, le DDE et les BPC présents dans les oeufs, d'une part, et la résistance des coquilles (épaisseur et indice de Ratcliffe), d'autre part. Les corrélations de Spearman ne révèlent aucune relation significative entre ces contaminants et la résistance des coquilles ( $|r_s| \leq 0,41$ ; p  $\geq 0,08$ ; n = 20). De plus, en étudiant une possible synergie entre ces contaminants au moyen de la régression multiple (où les contaminants prennent le rôle de variables indépendantes), on arrive à la même conclusion, puisque la variabilité dans la résistance des coquilles n'est pas expliquée significativement par aucun des modèles (épaisseur: R² = 0,07; p = 0,75; n = 20 -- Indice de Ratcliffe: R² = 0,21; p = 0,28; n = 20).



Milieux naturels

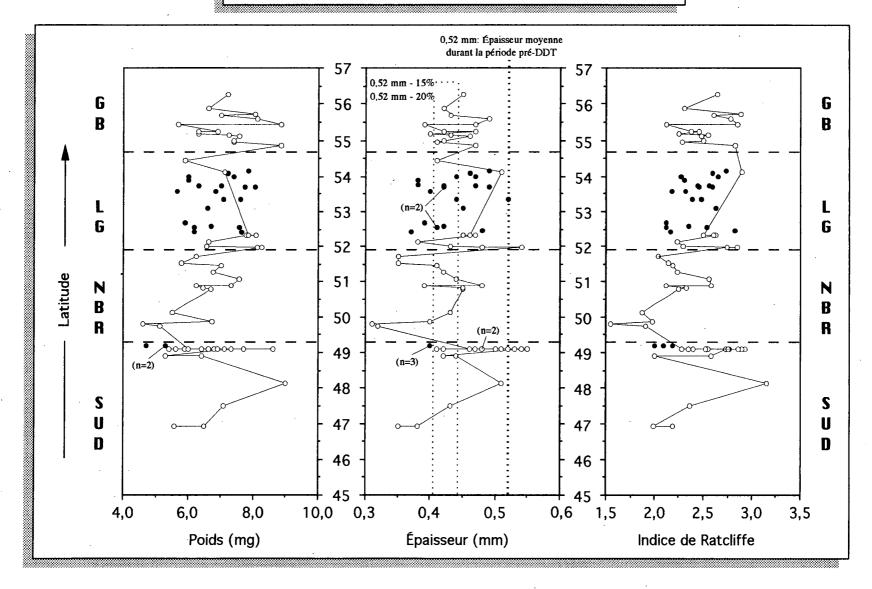


Figure 4.5.1. Distribution des valeurs de 3 paramètres relatifs aux coquilles des oeufs de Balbuzard, en fonction de la latitude. Les pointillés sur la figure du centre indiquent l'épaisseur moyenne des coquilles avant l'arrivée du DDT en 1946 (0,52 mm) ainsi que l'épaisseur calculée suite à un amincissement des coquilles de l'ordre de 15% et de 20% de la valeur pré-DDT.

site. . . site for

### 4.5.2 État général des jeunes

Nécropsies: Des organes formolés de quatre aiglons prélevés au nid dans le secteur de la Grande Rivière (réservoir Opinaca (2), réservoir LG3, lac Boyd) ont été soumis pour examen histologique. Cette analyse n'a pas révélé de lésions caractéristiques à une exposition au mercure dans aucun des tissus examinés, soit le cerveau, le cervelet, les glandes thyroïdes et parathyroïdes, les poumons, le proventricule, le coeur, le foie, la rate, les muscles, l'oesophage, les intestins, les glandes surrénales et les testicules (S. Lair, comm. pers.).

Hémoparasitisme: Seulement 2 des 127 frottis sanguins prélevés sur des jeunes Balbuzards du territoire de la Baie James ont révélé la présence de *Leucocytozoon sp.* en quantité appréciable. L'un des aiglons a été élevé en milieu naturel (lac Pamigamachi) et l'autre à la station Toto du réservoir LG2. Aucun jeune n'avait de *Haemoproteus sp.* dans son sang. La présence de ce dernier type d'hémoparasite a cependant été notée chez le Balbuzard adulte capturé dans l'estuaire du Saint-Laurent.

Bien que les hémoparasites aient souvent été notés chez les oiseaux de proie (Pierce et Marquiss 1983; Olsen et Gaunt 1985), c'est apparemment la première fois qu'on en rapporte chez le Balbuzard (Fitzgerald 1992). Plusieurs raisons pourraient expliquer cette faible prévalence d'hémoparasites. Il se peut que les vecteurs de transmission (généralement un type d'insectes piqueurs) ne soient pas abondants sur le territoire de la Baie James, tout comme il est possible que l'infection soit latente et qu'elle se développe à un âge plus avancé que celui de la majorité des aiglons que nous avons échantillonnés (Fitzgerald 1992). Il est d'ailleurs fréquent qu'un individu infecté soit atteint d'une parasitémie à la suite d'un stress important (Pierce 1981). À cet égard, l'infection à *Haemoproteus* est souvent diagnostiquée chez les Balbuzards admis aux centres de soins de l'Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie (Fitzgerald 1992).

Paramètres sanguins: Chez les aiglons élevés au pourtour des réservoirs, les valeurs d'hématocrites atteignent en moyenne 33,2% (s = 3,9; n = 74; figure 4.5.2) Ces valeurs (ainsi que l'âge moyen des aiglons) ne diffèrent pas de celles observées en milieu naturel ( $\bar{x}$  = 34,4%; s = 4,3; n = 32) (figure 4.5.2) (Mann-Whitney p < 0,05) entre les deux types de milieux. Notons que la majorité des mesures se situent sous l'intervalle jugé normal chez la plupart des rapaces adultes qui, selon Cooper et Kabete (1972) ainsi que Snyder et al. (1991) est de 35% à 45%. Henny et al. (1991) rapportent quant à eux des valeurs allant de 43% à 56% chez le Balbuzard adulte et de 26% à 44% chez l'aiglon. Les plus faibles valeurs mesurées tiennent au fait que nous avons parfois échantillonné de très jeunes oiseaux, la valeur d'hématocrite augmentant avec l'âge des aiglons ( $r_s$  = 0,56; p < 0,01; n = 106). Signalons à cet effet que les deux aiglons que nous avons élevés en captivité avaient respectivement des hématocrites de 29% et 34% à l'âge de 44 jours. À 60 jours, les mesures étaient de 42% et 43%, des valeurs très proches du 44% mesuré chez l'adulte capturé dans l'estuaire du Saint-Laurent. Par contre, le jeune Balbuzard, né au réservoir LG2 et recapturé en migration à Long Island, N.Y., alors qu'il était âgé de 72 jours, affichait un hématocrite de 19%, ce qui constitue manifestement un signe d'anémie (Campbell et Dein 1984).

Tout comme pour l'hématocrite, les valeurs de protéines totales ne diffèrent pas entre les milieux naturels et aménagés. Les aiglons élevés au pourtour des réservoirs affichent des teneurs de 3,75 g/dl (s = 0,38; n = 40), alors que cette valeur est de 3,63 g/dl (s = 0,27; n = 27) dans les milieux naturels. Malgré que la concentration sanguine en protéine soit en relation inverse avec l'âge (r<sub>s</sub> = -0,34; p < 0,01; n = 67) on peut supposer que la valeur "normale" chez le Balbuzard juvénile se situe dans l'intervalle compris entre 3 à 4 g/dl. Soulignons à cet effet, que les deux aiglons élevés en captivité avaient respectivement 3,9 et 3,2 g/dl de protéines dans leur sang à l'âge de 60 jours tandis que l'adulte capturé sur le Saint-Laurent affichait une valeur de 3,2 g/dl (voir également Campbell et Dein 1984; Halliwell 1981). Il est généralement admis que de fortes valeurs de protéines totales (> 6 g/dl) sont indicatrices de problèmes découlant de maladies chroniques (Campbell et Dein 1984). Il est donc probable que la majorité de nos aiglons ne présentaient pas ce type de problèmes.

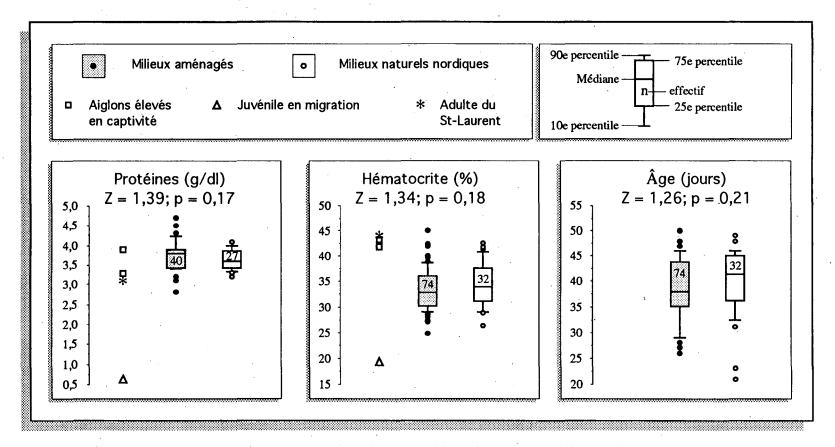


Figure 4.5.2. Distribution des valeurs prises par les variables de santé et l'âge, chez de jeunes Balbuzards du secteur La Grande selon les milieux hydrographiques considérés. Les valeurs pour quelques autres Balbuzards sont également indiquées pour fins de comparaison. Les résultats des tests (Mann-Whitney) comparant les deux types de milieux sont indiqués dans chaque cas.

### 4.5.3 Mercure et paramètres de santé

Nous présentons à la figure 4.5.3 une ordination des 22 stations échantillonnées, réalisé à partir de deux variables de santé (hématocrites et protéines totales) et de deux variables d'exposition au mercure (sang et plumes des jeunes). Les stations sont dispersées sur le premier axe en fonction de deux variables de mercure, depuis les milieux naturels vers les milieux aménagés. Quant aux variables relatives à la santé il n'y a que les valeurs d'hématocrite qui soient reliées à cette dispersion des stations (encadré figure 4.5.3) et ce sur le deuxième axe. Les deux paramètres de santé mesurés chez les Balbuzards sont donc largement indépendants de l'exposition au mercure.

## 4.6 INFLUENCE DE L'EXPOSITION AU MERCURE SUR LA REPRODUCTION DU BALBUZARD

### 4.6.1 Mercure et paramètres écologiques

Les relations entre chacune des quatre variables de reproduction (nombre d'oeufs et de jeunes par nid, taux de croissance et nombre de morts par nid) et celle d'exposition au mercure (l'adulte, l'oeuf et le jeune) ont été analysées par régression multiple selon trois niveaux différents: a) les valeurs moyennes par nid, b) les valeurs moyennes par station, et c) les valeurs moyennes par secteur géographique (réservoir Opinaca, réservoir LG2, réservoir LG3, réservoir LG4, les lacs Sakami et Boyd et les milieux naturels). En considérant les trois variables de contamination simultanément, il n'y a que le taux de croissance au niveau des stations dont la variance soit expliquée d'une façon significative ( $R^2 = 0.69$ ; p = 0.01; n = 13). Le taux de croissance est cependant largement dépendant de l'âge des aiglons (r = -0.68; p < 0.01; n = 19 stations), qui sont significativement plus jeunes dans les milieux aménagés comparativement aux milieux naturels (tableau 4.2.3.1; voir figure 4.6.1).

Par ailleurs, il est possible de développer de meilleurs modèles explicatifs par sélection de variables (ce qui a pour effet d'accroître les effectifs statistiques dans la plupart des cas). La concentration de mercure dans les plumes des jeunes est alors la variable qui rend le mieux compte de la variance de chacune des variables de reproduction et ce sous les trois niveaux investigués (tableau 4.6.1). Cependant, mis a part

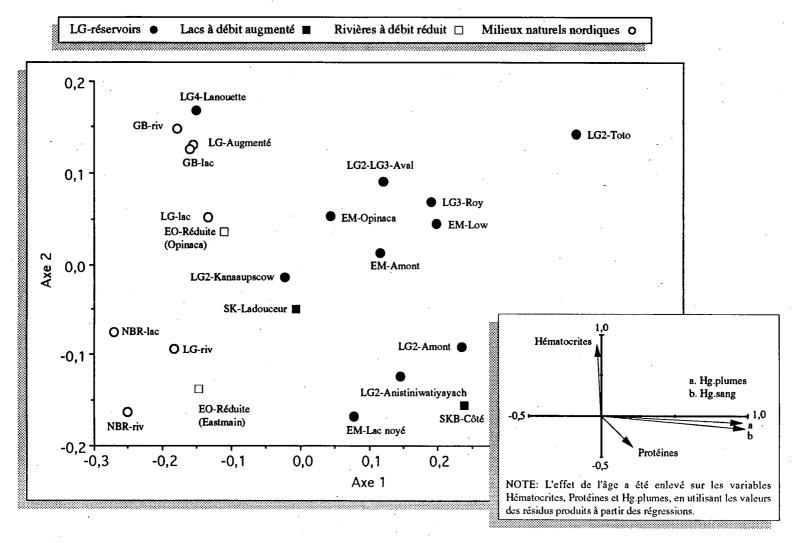


Figure 4.5.3. Dispersion des stations sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des valeurs moyennes de 2 variables de santé et 2 variables de contamination au mercure total mesurées sur de jeunes Balbuzards élevés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion.

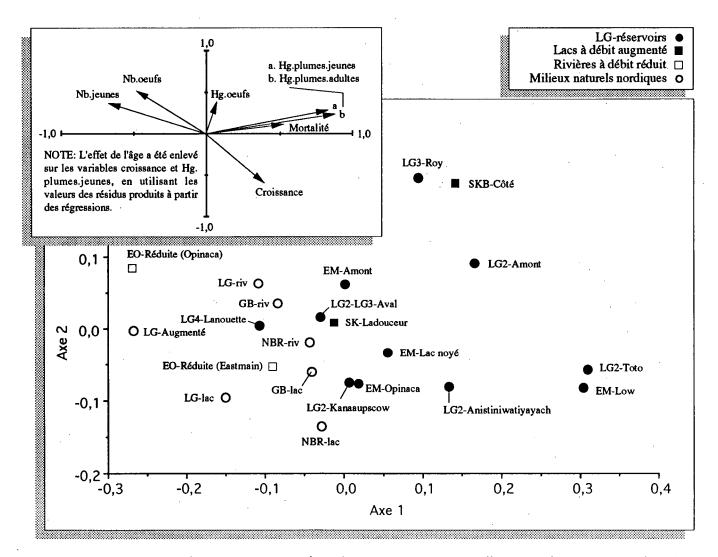


Figure 4.6.1. Dispersion des stations sur les deux premiers axes d'une analyse en coordonnées principales réalisée à partir des concentrations moyennes de 4 variables de reproduction et 3 variables de contamination au mercure total mesurées sur de jeunes Balbuzards élevés sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion.

**TABLEAU 4.6.1** 

# RELATION ENTRE 4 PARAMÈTRES DE REPRODUCTION ET LA CONCENTRATION DE MERCURE TOTAL DANS LES PLUMES DES AIGLONS CALCULÉE AU NIVEAU DES NIDS, DES STATIONS ET DES SECTEURS.

		NIDS				STATION	IS	SECTEURS			
Variables R <sup>2</sup>	R²	, p <sup>(1)</sup>		n	R²	р		n	R²	р	n
···				ě							
Nb oeufs	0,02	0,27		<b>63</b>	0,06	0,33		19	0.03	0,75	6
Type de croissance	0,17	<0,01	(+)	68	0,46	<0,01	(+)	19	0,90	<0,01 (+)	6
Nb morts au nid	80,0	0,04	(+)	- 55	0,08	0,25		18	0,29	0,27	6
Nb jeunes produits	0,08	0,02	( <del>-</del> )	68	0,17	0,17	(-)	19	0,03	0,75	6

Le signe des coefficients de régressions différents de 0 à  $\alpha$  < 0,1 est indiqué entre parenthèses.

le cas du taux de croissance, il n'y a que les nombres de jeunes et de morts par nid, étudiés au niveau des nids, qui soient en relation significative ( $R^2 = 0.08$ ; p < 0.05) avec le taux de mercure dans les plumes.

Une ordination des stations, réalisée à partir des mêmes variables, est présentée à la figure 4.6.1. Les stations se distribuent sur le premier axe, depuis les milieux naturels vers les milieux aménagés, en fonction du taux de contamination en mercure dans les plumes d'adultes et de jeunes. La concentration de mercure dans les oeufs n'est pas clairement associée à cette dispersion des stations. Quant aux nombre d'oeufs et de jeunes par nid, ainsi que le taux de croissance des aiglons (après avoir enlevé l'effet de l'âge), ils sont largement indépendants du taux de contamination en mercure, puisque les vecteurs qui les représentent sont orthogonaux (encadré, figure 4.6.1) à ceux représentant les concentrations de mercure dans les plumes.

En ce qui concerne la mortalité, exprimée par le nombre d'oeufs qui n'ont pas produit de jeunes à l'envol, elle est en relation positive avec la dispersion des stations sur le premier axe (encadré figure 4.6.1). La mortalité est plus élevée à certaines stations au sein des milieux aménagés, notamment LG3-Roy, SKB-Côté, LG2-Amont et EM-Low. Il n'y a cependant pas de relation directe entre la mortalité et l'exposition au mercure, comme on peut le constater à la station LG2-Toto, l'une des plus contaminée du complexe La Grande. La mortalité moyenne (0,5 jeunes/nid) au sein de nichées y est comparable sinon plus faible que dans plusieurs stations situées en milieu naturel.

### 5 DISCUSSION

IMPACT DE LA CRÉATION DES RÉSERVOIRS HYDROÉLECTRIQUES SUR LES POPULATIONS DE BALBUZARD DU NORD DU QUÉBEC

## 5.1 Modifications écologiques de l'écosystème aquatique:

La création de réservoirs hydroélectriques sur le cours de La Grande Rivière a eu pour effet de transformer un écosystème de type lotique en un milieu principalement lentique. Initialement, la mise en eau des réservoirs a provoqué une dilution des populations de poissons à l'intérieur des milieux lacustres nouvellement créés. Par la suite, l'enrichissement des eaux a stimulé la productivité biologique et favorisé l'accroissement des populations de poissons (Therrien et Belzile 1988). Pour les réservoirs du secteur ouest du bassin de La Grande Rivière, les plus fortes densités de poissons et les taux de croissance les plus rapides ont été atteints vers la cinquième année après la mise en eau (soit autour de 1984), puis ont diminué par la suite. Actuellement, les rendements de pêche sont encore supérieurs à ceux obtenus avant la mise en eau mais les taux de croissance ont cependant diminués (Brouard *et al.* 1990).

C'est au niveau de la composition de l'ichtyofaune que les changements sont les plus remarquables. Le brochet et les corégones ont vu leur abondance relative augmenter considérablement tandis que l'abondance des meuniers et du doré a diminué de façon notable dans les secteurs qui ont été transformés en réservoir. Notons à cet effet qu'aucune espèce n'a vu son abondance relative modifiée dans les lacs à débit augmenté du détournement Boyd-Sakami (Therrien et Belzile 1988).

Les grandes rivières du territoire de la Baie James ne constituent généralement pas de bons habitats permanents pour les poissons. Les populations ne peuvent y prospérer qu'à proximité des grands lacs et dans les estuaires qui leur servent de refuge durant le froid de l'hiver (Roy 1989). La création de vastes réservoirs, en multipliant le volume d'habitat utilisable à l'année par les poissons, a donc permis un accroissement considérable de l'abondance des poissons dans le réseau hydrographique de La Grande Rivière.

Le Balbuzard étant un oiseau piscivore qui niche habituellement dans les arbres, il ne risque pas de voir son nid ennoyé suite à la hausse continuelle du niveau de l'eau dans les réservoirs hydroélectriques en été. Il a donc pu profiter de l'augmentation de la superficie des habitats aquatiques et de la biomasse de poissons dans les réservoirs. Il se peut aussi que l'augmentation des populations de brochet dans les réservoirs lui ait été bénéfique. Comme ce poisson chasse le plus souvent en eau peu profonde, il est donc facile à repérer de sorte qu'il n'est pas surprenant qu'il occupe une place importante dans l'alimentation du Balbuzard.

Bien que nous n'ayons pas de données sur l'abondance passée des nids de Balbuzard établis le long des rivières La Grande et Kanaaupscow, nous estimons qu'il devait y en avoir au minimum 5. Ce nombre est obtenu en considérant que la densité de nids construits à l'intérieur d'une bande de 300 m de chaque côté des rivières naturelles du complexe La Grande est actuellement d'environ 1,6 nids fréquentés par 100 km de rivière. Les conséquences de la création du réservoir LG2, tant sur la biomasse de poissons que sur la superficie des habitats lacustres disponibles, ont vraisemblablement contribué à faire augmenter la quantité de nids actifs de Balbuzard établis dans cette seule portion maintenant aménagés de la rivière La Grande puisqu'on y trouve présentement une quinzaine de nids fréquentés. Soulignons à cet effet, que Henny et al. (1978) ont trouvé que la moitié des couples de Balbuzards nichant au nord de la Californie sont établis en bordure de réservoirs qui n'existaient pas avant 1900. La création de nouveaux réservoirs a donc eu pour effet d'accroître l'aire de répartition et peut-être même d'augmenter la population de Balbuzard aux États-Unis (Henny 1983).

## 5.2 Biodisponibilité accrue du mercure

Au moyen des données recueillies dans le cadre du Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande (Brouard *et al.* 1990) nous sommes parvenus à calculer par simulation la concentration approximative du mercure contenu dans 1 kg de chair de poisson servi aux aiglons. Dans les milieux naturels du complexe La Grande, la teneur en mercure de la chair de poissons consommés par le

Balbuzard varierait de 0,3 à 0,9 mg/kg, tandis qu'autour de 1990 elle oscillait entre 1,4 et 2,7 mg/kg environ sur les réservoirs situés à l'ouest de LG4. Dans les quelques échantillons de contenus stomacaux qui ont été analysés, ces intervalles vont de 0,1 à 0,6 mg/kg en milieux naturels et de 0,4 à 1,3 en milieux aménagés.

Par ailleurs, cette étude a confirmé l'existence d'un transfert important du mercure depuis le biote aquatique vers une espèce d'oiseau semi-aquatique qui se nourrit de poissons. La concentration de mercure dans le sang des jeunes Balbuzards fournit à cet égard une excellente mesure de l'intensité de son transfert vers le chaînon trophique supérieur. Étant représentative de la concentration de mercure ingérée par les aiglons (figure 4.3.8.1), elle permet de se faire une idée "générale" de la contamination des poissons-proies pour la plupart des sections des réservoirs, cela pourvu qu'il s'y trouve un nid actif de Balbuzard.

Bien que les teneurs en mercure dans le sang soient en moyenne cinq fois plus élevées chez les aiglons nés en bordure des réservoirs (à l'ouest de Laforge) comparativement à ceux vivant en milieu naturel (2,0 mg/kg vs 0,4 mg/kg), il convient de souligner jusqu'à quel point cette mesure varie au sein même des différents réservoirs. Ainsi, si l'on en juge par les concentrations de mercure dans le sang et de leur lien étroit avec la nourriture consommée, nous sommes justifiés de croire que les aiglons élevés dans la branche nord-est du réservoir LG2 (près de l'embouchure de la rivière Kanaaupscow); de même que les aiglons élevés à l'extrémité sud-est du réservoir Opinaca (EM-Amont; près de l'embouchure de la rivière Eastmain) sont probablement nourris avec des poissons dont la contamination au mercure est environ 4 fois supérieure à celle mesurée chez les poissons vivant en milieu naturel. Ailleurs sur les réservoirs, les poissons consommés par les aiglons seraient en moyenne six fois plus contaminés au mercure que ceux du milieu naturel.

Bien que les adultes nichant sur les réservoirs puissent parfois pêcher en milieu naturel, il est douteux qu'ils le fassent très souvent. En effet, les nids se trouvent tous au sein même des réservoirs, à des endroits où les poissons ne manquent pas (Brouard *et al.* 1990). Il serait plus logique de penser que la contamination des poissons varie de façon significative d'un endroit à l'autre à l'intérieur des différents réservoirs. Ces différences locales pourraient être dues à la qualité et la quantité de la matière organique décomposable qui diffèrent d'une station à l'autre et au temps de renouvellement de l'eau également variable (Brouard *et al.* 1990).

Très peu d'études rapportent les effets du mercure sur des espèces sauvages, encore moins chez les oiseaux qui se nourrissent de poissons, de sorte qu'il faut être prudent lorsque l'on compare l'aiglon de Balbuzard avec d'autres espèces animales (WHO 1989). Une revue de littérature, réalisée par Pérusse et al. (1993), a mis en évidence l'hétérogénéité des données toxicologiques disponibles et le manque d'informations relatives à certaines. En effet, autant les organismes ciblés, les protocoles expérimentaux que la forme de mercure utilisée diffèrent, rendant ainsi les comparaisons difficiles. Les données disponibles sont peu nombreuses; de plus, elles soulignent la problématique liée à l'inapplicabilité des résultats des études en laboratoire pour l'évaluation du potentiel toxique du mercure en milieu naturel. La plupart de ces études ont été réalisées avec de fortes doses ou avec des routes d'exposition non représentatives de l'environnement si bien que, dans l'interprétation et l'extrapolation des résultats, il convient plutôt de parler de tendances que de seuils précis.

Au moment de l'incident de Minamata au Japon, Haranda (1978) a attribué les symptômes neurologiques et la mort de plusieurs oiseaux piscivores et charognards aux teneurs élevées en méthylmercure dans les poissons. Dans un autre contexte, agricole celui-là, plusieurs rapaces [Faucon pèlerin, Autour des palombes (*Accipiter gentilis*), ...] sont morts par empoisonnement indirect suite à l'ingestion de proies moribondes qui avaient été exposés à des fongicides organomercuriels utilisés pour la préservation des semences (Borg *et al.* 1969; Koeman *et al.* 1969; Jefferies *et al.* 1973).

Ces incidents ont donné lieu à des études de laboratoire où l'on a nourri de jeunes rapaces avec des poulets contaminés au méthylmercure diacyandiamide. Quatre juvéniles Autours des palombes sont décédés à la suite de l'ingestion, pendant un peu plus d'un mois, d'une nourriture contenant entre 10 et 13 mg/kg de mercure (Borg *et al.* 1970). Des Buses à queue rousse âgées d'un an sont également mortes après avoir été soumises, durant plus d'un mois, à une diète comportant de 7 à 10 mg/kg de mercure (Fimreite et Karstad 1971). Ces oiseaux, de même que tous ceux qui ont survécu, présentaient des symptômes neuropathologiques, certains d'entre eux aussi tôt qu'après deux semaines de traitement. Par ailleurs, des visons nourris pendant 25 jours d'une nourriture contenant 5 mg/kg de méthylmercure ont développé des problèmes d'ataxie, de paralyse et de tremblements, puis sont morts en dedans d'un mois (Aulerich *et al.* 1974).

Certains poissons, de la taille de ceux consommés par le Balbuzard et vivant dans les réservoirs, peuvent avoir jusqu'à 3,5 mg/kg de mercure dans leur chair (brochets de LG2-Amont; Brouard *et al.* 1990). Cette teneur est pareille à la concentration maximale de mercure (3,5 mg/kg; LG2-Toto) que nous avons mesurée dans le sang d'un aiglon dont les plumes étaient encore en croissance (< 45 j). Cette valeur est exceptionnelle, les trois quarts des valeurs se situant en réalité sous 2,4 mg/kg de mercure dans la nourriture ingérée par les jeunes Balbuzards du complexe La Grande (à l'ouest de Laforge). Cette teneur est suffisamment loin de 5-7 ppm de sorte que nous doutons qu'il s'agisse là d'une dose létale pour les aiglons au nid.

## 5.3 Bioamplification du mercure:

Les Balbuzards adultes qui nichent aux endroits les plus contaminés des réservoirs accumulent de très fortes concentrations de mercure dans certaines de leurs plumes. Ces plumes, soit celles qui sont remplacées au moment de la mue d'été, contiennent en moyenne 3,5 fois plus de mercure que celles appartenant aux adultes des milieux naturels. Malgré que 60% des concentrations mesurées chez les adultes des réservoirs se situent au dessus de 40 mg/kg (maximum = 193 mg/kg, dont 5 valeurs

y a tout lieu de croire que ces adultes ont un bon taux de survie puisque les plumes trouvées au pied des nids, datant d'au moins un an, affichent pour la plupart de fortes concentrations de mercure. Ceci suggère très fortement que les adultes qui les ont perdues ont passé l'été précédent à pêcher dans les réservoirs.

Ainsi, les conclusions de Norheim et Froslie (1978) à l'effet que la déméthylation du méthylmercure ingéré est une voie de détoxication significative chez les rapaces, leur permettant de mieux tolérer le méthylmercure, semble ici se vérifier. En effet, au-delà de la charge corporelle mesurée chez les aiglons, il y a lieu de s'interroger sur celle de leurs parents, doublement exposés quant à la durée, et pour lesquels la voie d'excrétion par le plumage en période de reproduction est beaucoup plus faible, en particulier chez le mâle (Poole 1989). Comment, dans ces conditions, peuvent-ils réussir les performances reproductrices observées dans cette étude, si ce n'est par une plus grande capacité de détoxication fonctionnelle en vertu de processus non encore élucidés.

Dans une revue de la littérature, Eisler (1987) rapporte que des teneurs en mercure de l'ordre de 2 mg/kg dans les oeufs et de 40 mg/kg dans les plumes peuvent nuire à la reproduction de plusieurs espèces d'oiseaux. Or, la taille moyenne de la ponte est semblable partout et les concentrations de mercure total dans les oeufs pondus en bordure des réservoirs ( $\bar{x} = 0.2 \text{ mg/kg}$ ; maximum = 0,54; trois quarts des mesures inférieures à 0,22 mg/kg) ne représentent pas un risque toxicologique.

Le comportement reproducteur des adultes n'est pas, non plus, affecté par cette exposition au mercure. En effet, la majorité des nichées (74%) ont connu du succès, et qui plus est, le nombre de jeunes à l'envol est à peine plus bas dans les nichées élevées aux endroits les plus contaminés des réservoirs qu'en milieu naturel

La quantité "totale" de mercure que les aiglons accumulent au cours de leur croissance au nid peut-être estimée de façon relativement précise à partir de l'analyse des plumes. En effet, nous avons calculé que 86% de la charge corporelle en mercure se retrouvait éventuellement dans le plumage des jeunes. Cette

accumulation préférentielle du mercure dans les plumes, plutôt que dans les organes internes, dure tout le temps de la croissance du plumage.

Ainsi, bien que la quantité moyenne de mercure accumulée par les aiglons des réservoirs (à l'ouest de Laforge) soit en moyenne 6,5 fois supérieure à celles des jeunes élevés en milieu naturel (10,5 mg vs 1,7 mg), nous avons constaté, somme toute, assez peu de conséquences de cette exposition. En effet, à part quelques nichées que le feu a détruites en 1989, 69% des nids actifs ont connu du succès et, bien que la mortalité ait été deux fois plus élevée à l'intérieur des nids établis dans les stations où l'exposition au mercure est la plus forte (> 40 mg/kg dans les plumes d'aiglon; LG2-Toto, LG2-Amont, LG2-Anistiniwatiyayach, LG3-Roy et EM-Low), qu'en milieu naturel  $[\overline{x} = 1,1 \pm 1,0 \ (n = 12) \ vs \ 0,5 \pm 0,7 \ (n = 43);$  Mann-Whitney: |Z| = 1,97; p < 0,05], il n'en demeure pas moins que ces nichées produisent un nombre de jeunes à l'envol  $(\overline{x} = 1,6 \pm 0,7; \ n = 20)$  qui est proche de celui enregistré aux autres stations situées sur les réservoirs  $(\overline{x} = 1,9 \pm 0,9; \ n = 35)$  ou en milieu naturel  $(\overline{x} = 2,0 \pm 0,8; \ n = 98)$ . En considérant les trois groupes simultanément, il n'y a d'ailleurs pas de différence quant à la mortalité (Kruskall-Wallis; H = 4,39; p = 0,11). Il se peut donc que la mortalité opère de façon différente au sein des diverses populations de sorte qu'en dépit de facteurs de mortalité distincts, les couples parviennent à mener un nombre sensiblement égal (en moyenne) de jeunes à l'envol.

Notre recensement des nids étant pratiquement complet dans le cas des réservoirs du complexe La Grande (secteur ouest), on en conclut que la cohorte annuelle de jeunes produits dans ce milieu aménagé pourrait être diminuée d'à peine 4 à 5 individus (-0,4 jeune/nid X 11 nids). Ceci est bien peu et ne devrait pas avoir de conséquence sur le maintien des populations de Balbuzard autour des réservoirs du complexe La Grande.

Reese (1977) a calculé que la productivité moyenne des Balbuzards de la côte atlantique se situait autour de 2,2 jeunes par nid avant l'apparition du DDT (soit avant 1946), tandis que Poole (1989) considère qu'en

Amérique du Nord (au sud de la forêt boréale), une nichée de Balbuzard est réussie lorsqu'elle comprend de 2 à 3 jeunes. C'est clairement le cas de la plupart (69%) des nichées de Balbuzard que nous avons étudiées sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Plus encore, avec 1,6 (s = 0,7) jeunes produits par nid aux endroits les plus contaminés au mercure, les performances reproductrices des adultes excèdent 1,2 à 1,3 jeunes par nid actif, la productivité minimale qu'une population de Balbuzard doit maintenir afin de compenser la mortalité annuelle de ses adultes (Henry et Wight 1969). Soulignons qu'une productivité moyenne de 0,8 jeune par nid a été suffisante pour permettre le rétablissement rapide des populations de Balbuzard de la côte de la Nouvelle-Angleterre (Spitzer *et al.* 1983).

Il se peut que les performances reproductrices supérieures que nous avons mesurées en milieu nordique, comparativement à ce que d'autres ont observé plus au sud, là où ces normes ont été calculées, soient d'une grande importance pour ces populations. Cela pourrait entre autre servir à compenser la faible productivité certaines années où le dégel survient trop tard, ce qui entraîne de nombreux abandons de nids, tel en 1992 dans le secteur Grande-Baleine (F. Morneau, comm. pers.).

Cette étude des effets de l'exposition au mercure chez le Balbuzard juvénile ne couvre que la période de l'élevage au nid. Or, nous savons que la croissance du plumage fournit un excellent exutoire qui protège efficacement les aiglons des effets nocifs du méthylmercure. Les problèmes toxicologiques pourraient cependant être beaucoup plus sérieux après l'envol, une fois la croissance des plumes terminée (Honda *et al.* 1986; Solonen et Lodenius 1990). Selon la durée du séjour pré-migratoire des jeunes à proximité des sites de nidification, il pourrait y avoir une accumulation importante de mercure dans les organes vitaux. Après leur envol, ces derniers continuent de dépendre de leurs parents pour la nourriture [durant 10 à 20 jours sur la côte de la Nouvelle-Angleterre (Poole 1984, 1989) et parfois même jusqu'à l'âge de 3 mois en Virginie (Stinson 1977b)], bien que certains jeunes arrivent à capturer leur proie dans les 2 ou 3 jours suivant leur départ du nid (Schaadt et Rymon dans Poole 1989). Au Lac Villier en Haute-Mauricie, des aiglons munis d'émetteurs ont quitté les environs du lac, 16 jours après leur premier envol (Fitzgerald 1994). Apparemment, les juvéniles des populations nordiques migreraient plus tard et moins rapidement

que leurs parents (Poole et Agler 1987). La migration d'automne atteint son apogée vers la mi-septembre dans la vallée du Saint-Laurent (David 1980; Izarzabal 1994).

Les concentrations de mercure dans le foie et les reins qui étaient d'environ 4 et 6 mg/kg à l'envol, pourraient grimper rapidement au cours des premières semaines suivant le départ du nid. Rappelons à cet effet que le jeune né à LG2 et recapturé en migration à l'âge de 72 jours affichait une concentration de mercure dans le foie égale à 23,4 mg/kg (81% de MeHg) dans le foie et égale à 14.6 mg/kg (79% de MeHg) dans les reins.

Bien que le processus de déméthylation soit plus efficace chez les oiseaux piscivores que chez les autres rapaces (Norheim et Froslie 1978), il n'en demeure pas moins que les Balbuzards nés aux endroits les plus contaminés des réservoirs du complexe La Grande pourraient encourir des risques toxicologiques durant la période qui précède leur départ pour le sud. Ce phénomène doit être examiné avant de conclure que les niveaux d'exposition au mercure ne sont pas suffisamment élevés dans certaines sections des réservoirs du complexe La Grande pour nuire à la survie des aiglons de Balbuzard qui y sont produits. Il serait en effet important de s'assurer que les couples de Balbuzards qui nichent aux endroits les plus contaminés des réservoirs ont une progéniture qui puisse effectivement les remplacer un jour.

#### 6. CONCLUSION

La présente étude a permis de caractériser l'exposition au méthylmercure et à plusieurs autres contaminants chez les aiglons de Balbuzard élevés dans un vaste territoire du moyen-nord du Québec. Elle a également confirmé l'hypothèse selon laquelle les aiglons élevés près de jeunes réservoirs, où les poissons ont connu une forte augmentation de leurs teneurs en mercure à la suite de la mise en eau, ont eux aussi subi des augmentations souvent de même amplitude.

L'étude a, par ailleurs, démontré que le nombre d'oeufs pondus et leurs teneurs en mercure étaient statistiquement comparables tant en milieu naturel qu'à proximité des réservoirs. De plus, la croissance des jeunes et le nombre produit à l'envol étaient statistiquement comparables d'un milieu à l'autre. Les performances reproductrices n'ont pas permis de déceler d'effets létaux ou sublétaux pour la période de cycle étudiée, soit l'élevage au nid.

Par ailleurs, l'incertitude demeure quant aux effets de l'exposition chronique au mercure à partir de la consommation de poissons, de la fin de la croissance des plumes au départ des juvéniles vers leurs quartiers d'hiver. Ainsi, un juvénile âgé de 72 jours et trouvé mort à Long Island, New York, à plus de 1 500 km du réservoir LG2, son lieu d'élevage, avait une charge corporelle plus élevée que celle mesurée lors de sa capture vers l'âge de 37 jours. Il avait des teneurs en mercure dans les tissus internes également plus fortes. Il est possible que l'exposition chronique au méthylmercure puisse constituer chez certains individus plus exposés un risque additionnel aux nombreuses causes de mortalité, notamment au cours de leur première année d'existence. Par contre, la colonisation relativement rapide par le Balbuzard de la périphérie de réservoirs, âgés de 6 à 10 ans au moment de la présente étude, et les mécanismes biologiques de régulation des populations n'indiquent pas de déséquilibre au sein de cet effectif. De plus, les teneurs en mercure mesurées chez les espèces de poissons de tailles susceptibles d'être capturées sont en diminution tel qu'observé ailleurs sur des réservoirs plus vieux au Labrador, au Manitoba et en Finlande.

Ainsi, les conclusions de Norheim et Froslie (1978) à l'effet que la déméthylation du méthylmercure ingéré est une voie de détoxication significative chez les rapaces, leur permettant de mieux tolérer le méthylmercure, semble ici se vérifier. En effet, au-delà de la charge corporelle mesurée chez les aiglons, il y a lieu de s'interroger sur celle de leurs parents, doublement exposés quant à la durée, et pour lesquels la voie d'excrétion par le plumage en période de reproduction est beaucoup plus faible, en particulier chez le mâle (Poole 1989). Comment, dans ces conditions, peuvent-ils réussir les performances reproductrices observées dans cette étude, si ce n'est par une plus grande capacité de détoxication fonctionnelle en vertu de processus non encore élucidés.

## 7. RÉFÉRENCES

- Abacus Concepts Inc. 1992. Statview 4.0. Abacus Concepts Inc., Berkeley, California.
- Albernathy, A.R. 1979. Heavy metal contamination of surface water and fish flesh in South Carolina. Office of Wat. Res. Technol., Wash, D.C., Clemson V.S.C. Wat. Res. Inst. WRR174-06914 OWRT-A-032.
- Anderson, D.W. et J.J. Hickey. 1972. Eggshell changes in certain North American birds. Proc. Internat. Ornithol. Congr. 15: 514-540.
- Audet, D.J., D.S. Scott et S.N. Wiemeyer. 1992. Organochlorines and mercury in Osprey eggs from the eastern United States. J. Raptor. Res. 26: 219-224.
- Aulerich, R.J., Ringer, R.K. et S. Iwamoto. 1974. Effects of dietary mercury on mink. Arch. environ. Contam. Toxicol. 2: 43-51.
- Backstrom, J. 1969. Distribution studies of mercuric pesticides in Quail and some fresh water fishes. Acta Pharma. Toxicol. 27: 1-103.
- Ballschmiter, K. et M. Zell. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography. Fres. Z. Anal. Chem. 302: 20-31.
- Becker, P.H. et H. Sperveslage. 1989. Organochlorines and heavy metals in Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs and chicks from the same clutch. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 42: 721-727.
- Becker, P.H., R.W. Furness et D. Henning. 1993. Mercury dynamics in young common tern (*Sterna hirundo*) chicks from a polluted environment. Ecotoxicology 2: 33-40.
- Bider, J.R. et D.M. Bird. 1983. Distribution and densities of Osprey populations in the Great Whale region of Quebec. Pp. 223-230 *in* D.M. Bird (chief ed.). Biology and management of Bald Eagles and Ospreys. Harpell Press, Ste. Anne de Bellevue, Quebec.
- Bird, D.M., J. Gauthier et V. Montpetit. 1984. Embryonic growth of American Kestrels. Auk 101: 392-396.
- Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Can. J. Fish. Aquat. 49: 1010-1017.
- Borg, K., H. Wanntorp, K. Erne et E. Hanko. 1969. Alkyl mercury poisoning in terrestrial Swedish wildlife. Viltrevy 6: 301-379.
- Borg, K., K. Erne, E. Hanko et H. Wanntorp. 1970. Experimental secondary methyl mercury poisoning in the Goshawk (*Accipiter g. gentilis L.*). Environ. Pollut. 1: 91-104
- Borg, H. et K. Johansson, 1989. Metal fluxes to swedish forest lakes. Water Air Soil Pollut, 47: 427-440.
- Bouvet, F. et J.C. Thibault. 1980. Répartition, cycle reproducteur et évolution de la population du Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) en Corse. Alauda 48: 171-183.
- Braune, B.M. et P.E. Gaskin. 1987b. A mercury budget for the Bonaparte's Gull during autumn moult. Ornis scand. 18: 244-250.
- Braune, B.M. et P.E. Gaskin. 1987a. Mercury levels in Bonaparte's Gull (*Larus philadelphia*) during autumn molt in the Quoddy region, New Brunswick, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 339-549.
- Brouard, D. 1988. Réseau de suivi environnemental du complexe La Grande, phase I (1986) Évolution du mercure dans la chair des poissons (secteur ouest du territoire). Rapport d'étape présenté par Gilles Shooner et Associés Inc. au Service Études et Recherches Écologiques, Direction Environnement, Hydro-Québec. 53pp. et annexes.
- Brouard, D., C. Demers, R. Lalumière, R. Schetagne et R. Verdon. 1990. Rapport synthèse. Évaluation des teneurs en mercure des poissons du complexe hydro-électrique La Grande, Québec (1978-1989). Rapport conjoint, Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec et Groupe Environnement Shooner inc., 100 pp. + annexes.

- Brown, A.A.F. 1979. The incubation book. The World Pheasant Association. Great Britain.
- Burger, J. et M. Gochfeld, 1991. Lead, mercury and cadmium in feathers of tropical Terns in Puerto Rico and Australia. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 311-315.
- Campbell, T.W. et F.J. Dein. 1984. Avian hematology the basics. Vet. Clinics of N.A.: Small Animal Practice 14: 223-248.
- Campbell, T.W. 1988. Avian hematology and cytology. Iowa State University Press/Ames. viii + 101 pp.
- Canada-Manitoba Mercury Agreement. 1987. Study and monitoring of mercury in the Churchill River diversion. Summary Report. 77 pp.
- Charnetski, W.A. 1976. Organochlorine insecticide residues in ducklings and their dilution by growth. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16: 138-144.
- Clark, T., K. Clark, S. Patterson, D. Mackay et R.J. Norstrom. 1988. Wildlife monitoring, modeling, and fugacity. Environ. Sci. Technol. 22: 120-127.
- Comité de recherche sur l'exploitation par les autochtones de la Baie-James et du Nord québécois. 1982. Terre d'abondance: Étude sur l'exploitation de la faune par les Cris de la Baie-James, de 1972 à 1979, Comité conjoint de chasse, de pêche et de piégeage de la Convention de la Baie-James et du Nord québécois. Québec. 860 pp.
- Consortium Gauthier & Guillemette G.R.E.B.E. 1989. Complexe Grande-Baleine. Avant-projet Phase II. Étude de l'avifaune et du castor: Répartition et abondance du Balbuzard (*Pandion haliaetus*) sur le territoire du complexe Grande-Baleine en 1989; pour Hydro-Québec, vice-présidence Environnement. Version prélim. Montréal: le Consortium, décembre 1989. vi, 35pp.: 5 tabl.
- Consortium Gauthier & Guillemette G.R.E.B.E. 1992a. Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Les oiseaux terrestres. Volume 1: Habitats, abondance et répartition du Balbuzard (*Pandion haliaetus*). Rapport présenté à Hydro-Québec, vice-présidence Environnement. Montréal, Québec: Consortium Gauthier & Guillemette G.R.E.B.E. 33 p: 8 tableaux: 1 figure: 1 carte: 6 annexes.
- Consortium Gauthier & Guillemette G.R.E.B.E. 1992b. Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Les oiseaux terrestres. Volume 4: Habitats, abondance et répartition de la Chouette Iapone (*Strix nebulosa*). Rapport présenté à Hydro-Québec, vice-présidence Environnement. Montréal, Québec: Consortium Gauthier & Guillemette G.R.E.B.E. 34 p: 8 tableaux: 2 figure: 1 carte: 3 annexes.
- Consortium SEEEQ et Environnement Illimité. 1992. Faune ichtyenne. Étude de la teneur en mercure dans la chair des poissons. Hydro-Québec. Vice-présidence Environnement. Complexe Nottaway, Broadback, Rupert.
- Cooke, A.S. 1973. Shell thinning in avian eggs by environmental pollutants. Environ. Pollut. 12: 85-152.
- Cooper, J.E. et P.O. Kabete. 1972. Some haematological data for birds of prey. Raptor Research 6: 133-136.
- Cramp, S. et K.E.L. Simmons (eds). 1980. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Volume II Hawks to Bustards. Osprey. Oxford University Press, Oxford. pp. 265-277.
- Crête, M., P.E. Carrière, A. Daveluy, C. Chéné et R. Nault. 1987. Présence de césium 134 et 137 dans les caribous du Nouveau-Québec après l'accident du réacteur nucléaire de Tchernobyl. Rapport technique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Gouvernement du Québec. 23 pp.
- Custer, T.W., C.M. Bunck et C.J. Stafford. 1985. Organochlorine concentrations in prefledging Common Tern at three Rhode Island colonies, Colonial Waterbirds 8: 150-154.
- David, N. 1980. État et distribution des oiseaux du Québec méridional. Cahiers d'ornithologie Victor-Gaboriault N\*3. Club des ornithologues du Québec, inc. Charlesbourg. iv + 213 p. + carte.
- Delisle, C.E., M.A. Bouchard, P. André et P. Bilodeau. 1986. Les précipitations acides et leurs effets potentiels au nord du 55ème parallèle du Québec: Caractéristiques physico-chimiques des lacs et sensiblité à l'acidification. Collection Environnement et Géologie. École polytechnique de Montréal. Vol. 2: 151-175.

- Dmytriv, R., A. Mucci, M. Lucotte et P. Pichet. (sous presse). The partitioning of mercury in the solid components of pristine ans flooded forest soils and sediments from a hydroelectric reservoir, Québec (Canada). J. Water Air Soil Pollution.
- Dupont, J. 1992. Quebec lake survey: II. Origin and extent of acidification. Water Air Soil Poll. 61: 125-137.
- Eagle, T.C. et J.S. Whitman. 1987. Mink *in* Wild furbearer Management and conservation in North America ed. M. Novak, J.A. Baker, M.E. Obbard et B. Malloch. Ministry of Natural Resources Ontario. 1149 pages.
- Eisler, R. 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife, and invertebrate: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.7): 72 pp.
- Eisler, R. 1985. Selenium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.5). 57 pp.
- Eisler, R. 1987. Mercury hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.10). 90 pp.
- Environnement Canada, 1979, Analytic methods manual, Mercury in fish, NADAQUAT no. 80601, Method 2.
- Environnement Canada. 1986. Manuel des méthodes analytiques. Direction générale des eaux intérieures. Direction de la qualité des eaux. Ottawa. Canada.
- Ewins, P.J. 1992. Ospreys and contaminants on the Canadian Great Lakes. 1991. Interim report. A research report to the Canadian Wildlife Service (Ontario Region) and the Ontario Ministry of Natural Resources. 194pp.
- Ewins, P. et C. Bishop. 1993. Monitoring uptake of chlorinated hydrocarbons in migrant osprays: Eggs or chick blood plasma? Présentation sur affiche présentée dans le cadre de la 14<sup>eme</sup> conférence de la Society Of Environmental Toxicologie and Chemistry, à Houston, Texas.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on Ring-Necked Pheasants. Canadian Wildlife Service, Occasional Paper No. 9. 37 pp.
- Fimreite, N. et L. Karstad. 1971. Effects of dietary methylmercury on Red-Tailed Hawks. J. Wildl. Manage. 35: 293-300.
- Fimreite, N. 1974, Mercury contamination of aquatic birds in northwestern Ontario, J.Wildl. Manage, 38: 120-131.
- Fitzgerald, G. 1992. Recherche d'hémoparasites à partir de frottis sanguins provenant de Balbuzards et d'autres espèces aviaires. Union québécoise de réhabilitation des oiseaux de proie. 6 pp.
- Fitzgerald, G. 1994. La relocalisation de Balbuzards pêcheurs de LG4 au lac Villiers. L'Envol. Vol 5(2):7-9.
- Forbes, L.S. 1991. Hunger and food allocation among nestlings of facultatively siblicidal Ospreys. Behav. Ecol. Sociobiol. 29: 189-195.
- Friberg, L. et D. Vostal. 1972. Mercury in the environment. An epidemiological and toxicological appraisal. CRC. Press. Cleveland. 215pp.
- Froslie, A., G. Holt et G. Norheim. 1986. Mercury and persistant chlorinated hydrocarbons in owls (Strigiformes) and birds of prey (Falconiformes) collected in Norway during the period 1965-1983. Environ. Pollut. (Series B) 11: 91-108.
- 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. Mar. Pollut. Bull. 17: 27-30.
- Furness, R.W., S.A. Lewis et J.A. Mills. 1990. Mercury levels in the plumage of Red-billed-Gulls (*Larus novaehollandiae scopulinus*) of known sex and age. Environ. Pollut. 63: 33-39.
- Géroudet, P. 1984. Le Balbuzard. Pp. 232-241 in P. Géroudet (réd). Les rapaces diurnes et nocturnes d'Europe. Delachaux et Niestlé. Neufchâtel, Suisse. 6° édition.
- Gilbert, G., R.G. Hélie et J.M. Mondoux. 1985. Écorégions et écodistricts du Québec. pp. 3-86 in Direction générale des terres. Environnement Canada. Sensibilité de l'écosystème aux précipitations acides au Québec (partie A). Série de la classification écologique du territoire N° 20.

- Glooschenko, W.A. 1989. Sphagnum fuscum moss as an indicator of atmospheric cadmium deposition across Canada. Environ. Pollut. 57: 27-33.
- Goede, A.A. 1985. Mercury, selenium, arsenic and zinc in waters from the Dutch Wadden sea. Environ. Pollut. 37: 287-309.
- Gonther, H.E., C. Goudie, M.L. Sunde, M.J. Kopecky, P. Wagner, S.H. Oh et W.G. Hoekstra. 1972. Selenium: relation to decreased toxicity of methylmercury added to diets containing tuna. Science 175: 1122-1124.
- Gower, J.C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. Biometrics 27: 857-874.
- Green, R. 1976. Breeding behaviour of Ospreys Pandion haliaetus in Scotland. Ibis 118: 475-490.
- Grieb, T.M., C.T. Driscoll, S.P. Gloss, C.L. Schofield, G.L. Bornie et D.D. Porcella. 1990: Factors affecting mercury accumulation in the fish in the Upper Michigan peninsula. Environ. Toxicol. Chem. 9: 919.
- Grondin, A., M. Lucotte, A. Mucci et B. Fortin. (sous presse). Profiles of mercury and lead and their burdens in Quebec soils (Canada) before and after flooding. J. Can. Sc. Halieutiques Aquatiques
- Guimont, P. et C. Laverdière. 1983. Physiographie, routes et paysages du territoire de la Baie-James. Société de développement de la Baie-James. Aménagement régional. Rapport synthèse. 223 pp.
- Haarankas, H., H.M. Hyväriwen et M. Ojanen. 1974. Seasonal variations and the effects of nestling and moulting on liver mineral content in the house sparrow (*Passer domesticus L.*). Comp. Biochem. Physiol. Vol 74A: 153-163.
- Hakkinen, I. et E. Hasanen. 1980. Mercury in eggs and nestlings of the Osprey (*Pandion haliaetus*) in Finland and its bioaccumulation from fish. Ann. Zool. Fennici 17: 131-139.
- Halliwell, W.H. 1981. Serum chemistry profiles in the health and disease of birds of prey. Pp. 111-112 in Recent advances in the study of raptor diseases. Proc. 1<sup>st</sup> Int. Symp. on Diseases of Birds of Prey. Chron. Publ. London. 178 pp.
- Hamelin, L.E. 1972. La Radissonie *in* Morrissette, H. & Hamelin L.E. (réd.). Problèmes nordiques de facades de la baie de James. Centre d'études nordiques. Université Laval. Travaux dirigés 18: 4-10.
- Hanson, H.C. et R.L. Jones. 1974. An inferred sex differential in copper metabolism in Ross'Geese (*Anser rossii*): Biogeochemical and physiological considerations. Artic Vol 27 (2): 111-120.
- Harada, M. 1978. Minamata disease as a social and natural problem. Jpn Q. 25: 20-34.
- Heinz, G. 1974. Effects of low dietery levels of methylmercury on mallard reproduction. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 386-392.
- Henny, C.J. 1983. Distribution and abundance of nestling ospreys in the U.S.A. *In* Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys, P.M. Bird (Ed.), pp. 175-186. Ste-Anne-de-Bellevue, Québec: Harpell press.
- Henny, C.J., J.D. Collins et M.J. Diebert. 1978. Osprey distribution, abundance and status in Western North America:
  I. The northern California population. Northwest Science 52: 261-271.
- Henny, C.J. et H.M. Wight. 1969. An endangered Osprey population: estimates of mortality and production. Auk 86: 185-198.
- Henny, C.J. et W.T. van Velzen. 1972. Migration patterns and wintering localities of American Ospreys. J.Wildl. Manage. 36: 1133-1141.
- Henny, C.J., L.J. Blus, D.J. Hoffman, R.A. Grove et J.S. Hatfield. 1991. Lead accumulation and Osprey production near a mining site on the Coeur d'Alene River, Idaho. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 415-424.
- Holt, G., A. Froslie et G. Horheim. 1979. Mercury, DDE, and PCB in the avian fauna in Norway 1965-1979. Acta Veterinaria Scand. Suppl. 70: 1-28.
- Honda, H., B.Y. Min et R. Tatsukawa. 1985. Heavy metal distribution in organs and tissues of the Eastern Great White Egret, *Egretta alba modesta*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 35: 781-789.

- Honda, H., B.Y. Min, R. Tatsukama. 1986. Distribution of heavy metals and their age-related changes in the Eastern Great White Egret, *Egretta alba modesta*, in Korea. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 185-197.
- Hutchicon-Benson, E., J. Svoboda et H.W. Taylor. 1985. The latitudinal inventory of Cs137 in vegetation and topsoil in northern Canada, 1980. Can. J. Bot. 63: 784-791.
- Hutton, M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdon. Environ. Pollut. 26A: 129-145.
- Ibarzabal, J. 1994. Tadoussac fait ses preuves comme site de migration des oiseaux de proie. Québec Oiseaux 6: 18-21.
- Jamieson, I.G., N.R. Seymour et R.P. Bancroft. 1982. Time and activity budgets of Ospreys nesting in Northeastern Nova Scotia. Condor 84: 439-441.
- Jamieson, I.G., N.R. Seymour, R.P. Bancroft et R. Sullivan. 1983. Sibling aggression in nestling Ospreys in Nova Scotia. Can. J. Zool. 61: 466-469.
- Jefferies, D.J., B. Stainsby et M.C. French. 1973. The ecology of small mammals in arable fields drilled with winter wheat and the increase in their dieldrin and mercury residues. J. Zool. 171: 513-539.
- Johnels, A.G., M. Olsson et T. Westermark. 1968. *Esox lucius* and some other indicators of mercury contamination in Swedish lakes and rivers. Bull. Off. int. Epiz. 69: 1439-1452.
- Johnels, A.G., G. Tyler et T. Westermark. 1979. A history of mercury levels in Swedish fauna. Ambio 8: 160-168.
- Jones, M.L., D.R. Marmorek, B.S. Reuber, P.J. McNamee et L.P. Rattie. 1986. "Brown waters": Relative importance of external and internal sources of acidification on catchment biota Review of existing knowledge, ESSA Environmental and Social Systems Analysts Ltd. for Environment Canada, LRTAP Workshop N°5. 85 pp.
- Judge, D.S. 1983. Productivity of Ospreys in the Gulf of California. Wilson Bull. 95: 243-255.
- Jugo, S. 1979. Metabolism and toxicity of mercury in relation to age. Pp. 481-502 in Nriaga J.O. (ed) Elsevier. Biogeochemistry of mercury in the environment. New York. 696 p.
- Karlog, O. et B. Clausen. 1983. Mercury and methylmercury in liver tissue from ringed Herring Gulls collected in three Danish localities. Nord Vet.-Med. 35: 245-250.

41

- Koeman, J.H., W.S.M. van de Ven, J.J.M. Goeig, P.S. Tjioe et J.L. van Haaften. 1975. Mercury and selenium in marine mammals and birds. Sci. Tot. Environ. 3: 279-287.
- Koeman, J.H., J.A.J. Vink et J.J.M. De Goeig. 1969. Causes of mortality in birds of prey and owls in the Netherlands in the winter of 1968-1969. Ardea 57: 67-76.
- Kucera, E. 1983. Mink and otter as bioindicator of mercury in Manitoba waters. Can. J. Zool. 61: 2250-2256
- Leclair, D. 1993. Étude exploratoire sur l'application de méthodes de cueillette d'informations sur l'écologie et la santé du Balbuzard nichant dans le secteur ouest du complexe La Grande. Version préliminaire présentée au Service canadien de la faune, région du Québec. 66 pp.
- Legendre, P. et A. Vaudor. 1991. Le progiciel R. Analyse multidimensionnelle, analyse spatiale. Département de sciences biologiques, Université de Montréal.
- Legendre, L. et P. Legendre. 1984. Écologie numérique, (Ed. 2). Tome 1: Le traitement multiple des données écologiques. Tome 2: La structure des données écologiques. Collection d'écologie, 12 & 13. Masson, Paris & les Presses de l'Université du Québec.
- Leonzio, C., C. Fossi et S. Focardi. 1986. Heavy metals and selenium variation in a migratory bird wintering in a mercury-polluted lagoon. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 219-225.
- Levenson, H. 1979. Time and activity budget of Ospreys nesting in Northern California. Condor 81: 364-369.

- Lewis, S.A., F.M. Stewart et R.W. Furness. 1992. The use of eggs to monitor heavy metal pollution. Pp. 394-407. *in*J. Bohac. (ed.) Bioindicatores deteriorisationis regionis. Proceedings of the sixth international conference
  Czechoslovakia. 507 pp.
- Lewis, S.A. et R.W. Furness. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared Black-Headed Gull (*Larus ridibundus*) chicks. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 316-320.
- Li, L.K. 1985. Évaluation de la sensibilité aux précipitations acides. Pp 89-96 in Direction générale des terres, Environnement Canada. Sensibilité de l'écosystème aux précipitations acides au Québec (partie B). Série de la classification écologique du territoire N° 20.
- Lindberg, P. et T. Odsjo. 1983. Mercury levels in feathers of Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) compared with total mercury content in some of its prey species in Sweden. Environ. Pollut. (Series B). 5: 297-318.
- Lindqvist, O. (éd)). 1991. Mercury in Swedish environment. Recent research on causes, consequences and corrective methods. Water, Air & Soil Pollut. 55(1 et 2): 1-262.
- Lucotte, M., P. Ferland, B. Fortin, A. Grondin, C. Hillaire-Marcel, M. Louchouarn, A. Mucci et P. Pichet. 1992. Transport atmosphérique à longue distance du Hg, du Pb et autres métaux traces dans les sédiments lacustres du Québec. Bull. AQQUA 18(2): 53-56.
- Ljunggren, K., B. Sjöstrand, A.G. Johnels, M. Olsson, G. Otterlind et T. Westermark. 1971. Activation analysis of mercury and atlas environmental pollutants in water and aquatic eco-systems. *In* Nuclear technique in environmental pollution. Vienne. International Atomic energy Agency.
- Lundholm, C.E. 1987. Methyl mercury decreases the eggshell thickness and inhibits the Ca <sup>2+</sup> uptake in a homogenate of the eggshell gland mucosa and its subcellular fractions from the domestic fowl. Pharmacology & Toxicology. 60: 385-388.
- March, B.E., R. Poon et S. Chu. 1983. The dynamics of ingested methylmercury in growing and laying chickens. Poultry Sci. 62: 1000-1009.
- McLean, P.K. et M.A. Byrd. 1991. Feeding ecology of Chesapeake Bay Ospreys and growth and behavior of their young. Wilson Bull. 103: 105-111.
- Melquist, W.E. et A.E. Dronkert. 1987. River Otter. *In* Wildfurbearer management and conservation in North America . Ed. M. Monak, M.E. Baker, M.E. Obbard et B. Mallock. Ministry of natural resources, Onratio. 1149 pages.
- Mersmann, T.J., D.A. Buehler, J.D. Fraser et J.D. Seegar. 1992. Assessing bias in studies of Bald Eagles food habits. J. Wildl. Manage. 56: 73-78.
- Messier, D., D. Roy et R. Lemire. 1985. Réseau de surveillance écologique du complexe La Grande, 1978-1984. Évolution du mercure dans la chair des poissons. SEBJ, 170pp + 4 annexes.
- Ministère de l'Environnement du Québec (MENVIQ). 1981. Les méthodes d'analyses du cadmium, chrome, cobalt, cuivre, fer, manganèse, nickel, plomb et zinc dans l'eau, les sédiments, les milieux biologiques, et l'air. Bureau d'étude sur les substances toxiques (BEST). pp. 117-124.
- Morin, G. 1991. Groupe d'âges et longueurs totales de poissons-proies, tels que déterminés par l'examen de rejets de nourriture trouvés dans ou à proximité de nids de Balbuzards. Rapport technique, Groupe Environnement Shooner inc. pour la Vice-présidence Environnement Hydro-Québec. 5pp.
- Morin, G. 1992. Identification des proies de Balbuzard, 1991. Rapport technique, Groupe Environnement Shooner inc. pour la Vice-présidence Environnement Hydro-Québec. 7 pp.
- Mucci, A., M. Lucotte, S. Montgomery, Y. Plourde et H. Van Tra (sous presse). Mercury remobilisation from flooded soils in a hydroelectric reservoir of Northern Quebec, LG2: results of a soil resuspension experiment. J. Can. Sc. Halieutiques Aquatiques.
- Narahashi, T., C.S. Huang, O. Orakawa et M. Nakakiro. 1994. Mechanisms of action of mercury on the GABA-receptor channel complex. In Twelfth International Neurotoxicology Conference. Neurotoxicity of mercury: indicators and effects of low-level exposure. Hot Springs, Arkansas, U.S.A. Oct. 30-Nov. 2, 1994.
- Neter, J. et W. Wasserman. 1974. Applied linear statistical models. R.D. Irwin Inc., Homewood, Illinois. 842 pp.

- Newton, I. 1977. Breeding strategies in birds of prey. Living Bird 16: 51-82.
- Nicholson, J.K, et D. Osborn. 1983. Kidney lesions in pelagic seabirds with high tissue levels of cadmium and mercury. J. Zool. Lond. 200: 99-118.
- Noble, D.G. et J.E. Elliott. 1990. Levels of contaminants in Canadian Raptors, 1966 to 1988; Effects and temporal trends. Can. Field. Nat. 104: 222-243.
- Norheim, G. et A. Froslie. 1978. The degree of methylation and organ distribution of mercury in some birds of prey in Norway. Acta Pharmacol. Toxicol. 43: 143-204.
- Norstrom, R.J., M. Simon. et D.C.G. Muir. 1990. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine mammals in the Canadian North. Environ. Pollut. 66: 1-9.
- Odsjo, T. et J. Sondell. 1976. Reproductive success in Osprey *Pandion haliaetus* in southern and central Sweden, 1971-1973. Ornis scand. 7: 71-84.
- Ohlendorf, H.M., D.J. Hoffman, M.K. Saiki et T. W. Aldrich. 1986. Embryonic mortality and abnormalities of aquatic birds: apparent impacts of selenium from irrigation drainwater. Sci. Tot. Environ. 52: 49-63.
- Olsen, G.H. et S.D. Gaunt. 1985. Effect of hemoprotozoal infections on rehabilitation of wild raptors. J. Ame. Vet. Med. Ass. 187(11): 1204-1205.
- Peakall, D.B. 1970. p,p'-DDT: Effect on calcium metabolism and concentration of estradiol in the blood. Science 16: 572-574.
- Peakall, D.B., R.J. Norstrom, A.D. Rahimtula et R.D. Butler. 1986. Characterization of mixed-function oxidase systems of the nestling herring gull and its implications for bioeffects monitoring. Environ. Toxicol. Chem. 5: 379-385.
- Pennock, D.J. 1990. Redistribution of cesium-137 as an example of chemical indicator of environmental stress. Environ. Monit. Assess. 15: 265-271.
- Pérusse, M. 1991. Le mercure: Aspects environnementaux relatifs aux aménagements hydroélectriques. Service santé environnementale, Vice-présidence environnement. Hydro-Québec. 64 pp. + annexes.
- Pérusse, M., R. Langevin et J. Papineau. 1993. Complexe Grande-Baleine. Avant-projet Phase II. Le mercure. Aspects toxicologiques relatifs à l'exposition au mercure des poissons, mammifères et oiseaux. Rapport final présenté à Hydro-Québec, vice-présidence Environnement. Saint-Romuald, Québec. Hydro-Québec et le Groupe Boréal, décembre 1993. 3 vol.- Dépouillement: vol. 1: Rapport; vol. 2: Annexe A; vol. 3: Annexe B.
- Pierce, M.A. et M. Marquiss. 1983. Heamatozoa of British birds. VII. Haematozoa of raptors in Scotland with a description of *Haematopterus nisi* sp. nov. from the sparrowhawk (*Accipiter micus*). J. Nat. Hist. 17: 813-821.
- Pierce, M.A. 1981. Current knowledge of the haematozoa of raptors *in* Recent advances in the study of raptor diseases. Proceedings of the International Symposium of diseases of Bird of Prey. J.E. Cooper et A.G. Greenwood (Ed.). Chiron Publications, London pp. 15-19.
- Poole, A. 1981. The effects of human disturbance on Osprey reproductive success. Colonial Waterbirds 1: 20-27.
- Poole, A.F. 1984. Reproductive limitation in coastal Ospreys: an ecological and evolutionary perspective. Ph.D. Thesis, Boston Univ., Boston. 158pp.
- Poole, A.F. et B. Agler. 1987. Recoveries of Ospreys banded in the United States, 1914-84. J. Wildl. Manage. 51: 148-155.
- Poole, A.F. 1989, Ospreys, a natural and unnatural history. Cambridge University Press. 246 pp.
- Prévost, Y.A. 1983. The moult of Osprey. Ardea 71: 199-209.
- Ratcliffe, D.A. 1970. Changes attributable to pesticide in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. J. Appl. Ecol. 7: 67-113.
- Reese, J.G. 1977. Reproductive success of Ospreys in central Chesapeake Bay. Auk 94: 202-221.

- Romanoff, A.L. et A.J. Romanoff, 1963. The avian egg, John Wiley et Sons, inc. New York, 918 pp.
- Roy, P. 1989. Migration et concentration en mercure des salmonidés de la région de l'embouchure de la Grande Rivière. Société d'Énergie de la Baie James. 24 p.
- Statistical Analysis System (SAS). 1991. JMP 2.0. Statistical visualization for the Macintosh. SAS Institute Inc., Cary, North Carolina.
- Schaadt, C.P. 1989. Intraspecific comparisons of sexual and geographic variation in the growth of migratory and sedentary Ospreys. Unpublished Ph.D. Thesis. MacDonald College of McGill Univ. 122 pp.
- Scheuhammer, A.M. 1987a. Reproductive effects of chronic, low-level dietary metal exposure in birds. Trans. 52<sup>rd</sup> N.A. Wildl. & Nat. Res. Conf. 658-664.
- Scheuhammer, A.M. 1987b. The chronic toxicity of aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environ. Pollut. 46: 263-295.
- Scheuhammer, A.M. 1991. Acidification related changes in the biogeochimistry and ecotoxicology of mercury, cadmium, lead and aluminium: Overview. Environ. Pollut. 71: 87-90.
- Scott, F. et C.S. Houston, 1983. Osprey nesting success in West-central Saskatchewan, Blue Jay 41: 27-32.
- Seymour, N.R. et R.P. Bancroft. 1983. The status and use of two habitats by Ospreys in Northeastern Nova Scotia. Pp. 275-280 in D.M. Bird (chief ed.). Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys. Harpell Press. Ste-Anne de Bellevue, Québec.
- Skerfving, S. 1972. Mercury in fish some toxicological considerations. Food Cosmet. Toxicol. 10: 545-556.
- Snyder, J.E., D.M. Bird et P.C. Lague. 1981. Variations in selected parameters in the blood of captive American Kestrels. Pp. 113 à 115 *in* Cooper, J.E. & A.G. Greenwood (eds.). Proc. Int. Symp. on Diseases of Birds of Prey. Chiron Publications. West Yorkshire. 176 pp.
- Solonen, T. et M. Lodenius. 1990. Feathers of birds of prey as indicators of mercury contamination in southern Finland. Holartic ecology 13: 229-237.
- SOMER Inc. 1993. Complexe Grande-Baleine. La contamination du milieu et des ressources fauniques de la zone d'étude du complexe Grande-Baleine. Recueil des données. Rapport présenté à Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Montréal, Québec. 171 p.
- SOMER Inc. 1994. Complexe Nottaway-Broadback-Rupert. Synthèse des résultats et recueil des données. Rapport présenté à Hydro-Québec, Vice-présidence Environnement, Montréal, Québec. 199 p.
- Spitzer, P.R., A.F. Poole et M. Scheibel. 1983. Initial population recovery of breeding Ospreys in the region between New York City and Boston. Pp. 231- 256 in D.M. Bird (chief ed.). Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys. Harpell Press. Ste-Anne de Bellevue, Québec.
- Stanley, P.I. et G.R. Elliott. 1976. An assessment based on residues in owl of environmental contamination arising from the use of mercury compounds in British agriculture. Agro-Ecosystems 2: 223-234.
- Steidl, R.J. et C.R. Griffin. 1991. Growth and brood reduction of mid-atlantic coast Ospreys. Auk 108: 363-370.
- Steidl, R.J., C.R. Griffin et L.J. Niles. 1991a. Differential reproductive success of Ospreys in New Jersey. J. Wildl. Manage. 55: 266-272.
- Steidl, R.J., C.R. Griffin et L.J. Niles. 1991b. Contaminant levels of Osprey eggs and prey reflect regional differences in reproductive success. J. Wildl. Manage. 55: 601-608.
- Stickel, L.F., W.H. Stickel, M.A.R. McLane et M. Burns. 1977. Prolonged retention of methylmercury by Mallard drakes. Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 18: 393-399.
- Stinson, C.H. 1977a. Growth and behaviour of young Ospreys Pandion haliaetus. Oikos 28: 299-303.
- Stinson, C.H. 1977b. Familial longevity in Ospreys. Bird Banding 48: 72-73.

- St-Louis, V.L., J.W. Rudd, C.A. Kelly, K.G. Beaty, N.S. Bloom et R.J. Flett. 1994. Wetlands as important sources of methyl mercury to boreal forest ecosystems. Comptes rendus du vingtième colloque annuel de toxicologie aquatique, 17-21 octobre 1993, Québec. Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques 1989.
- Stocek, R.F. et P.A. Pearce. 1983. Distribution and reproductive success of Ospreys in New Brunswick, 1974-1980. Pp. 215-221 in D.M. Bird (chief ed.). Biology and Management of Bald Eagles and Ospreys. Harpell Press. Ste-Anne de Bellevue, Québec.
- Sundlof, S.F., D.J. Forrester, N.P. Thompson et M.W. Collopy. 1986. Residues of chlorinated hydrocarbons in tissues of raptors in Florida. J. Wildl. dis. 22: 71-82.
- Tardif, J. et F. Morneau. 1991. Avifaune aquatique. Centrale Eastmain 1 Avant-projet. Phase 2. Rapport sectoriel N°16, présenté par le consortium Roche-Boréal à la Vice-présidence Environnement, Hydro-Québec.
- Tate, J. 1981. The Blue List for 1981 The first decade, Amer. Birds 34: 3-10.
- Tejning, S. 1967. Biological effects of methyl-mercury diacyandiamide treated grain in the domestic fowl (*Gallus gallus L.*). Oikos, Suppl. 8: 1-116.
- Therrien, J. et L. Belzile. 1988. Réseau de suivi environnemental du Complexe La Grande, phase I (1987). Étude des rendements de pêche (secteur est du territoire). Gilles Shooner et Associés inc. Rapport au service Recherches en environnement et santé publique, Vice-présidence environnement, Hydro-Québec. 70 p.
- Thomas, D.J., B. Tracey, H. Marshall et R.J. Norstrom. 1992. Arctic terrestrial ecosystem contamination. Sci. Tot. Environ. 122: 135-164.
- Titus, K. et M.R. Fuller. 1990. Recent trends in counts of migrant hawks from Northeastern North America. J.Wildl. Manage. 54: 463-470.
- Tremblay, A., M. Lucotte et C. Hillaire-Marcel. 1993. Le mercure dans l'environnement et les réservoirs hydroélectriques. Évaluation environnementale du projet Grande-Baleine: Dossier synthère N° 2, Bureau de soutien de l'examen public du projet Grande-Baleine. 177 p.
- Turle, R. et B. Collins. 1992. Validation of the use of pooled samples for monitoring of contaminants in wildlife. Chemosphere 25: 463-469.
- Voitkevich, A.A. 1966. The feathers and plumage of bird. October House Inc. New York. xvi + 335pp.
- Westermark, T., T. Odsjo et A.G. Johnels. 1975. Mercury content of bird feathers before and after Swedish ban on alkyl mercury in agriculture. Ambio. 4(2): 87-92.
- Wiemeyer, S.N., T.G. Lamont et L.N. Locke. 1980. Residues of environmental pollutants and necropsy data for eastern U.S. Ospreys, 1964-1973. Estuaries 3: 155-167.
- Wiemeyer, S.N., S.K. Schmeling et A. Anderson. 1987. Environmental pollutant and necropsy data for Ospreys from the eastern United States, 1975-1982. J. Wildl. Dis. 23: 279-291.
- Wiemeyer, S.N., C.M. Bunch et A.J. Krynitsky. 1988. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury in Osprey eggs 1970-79 and their relationships to shell thinning and productivity. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 767-787.
- Woods, J.S. et B.A. Fowler. 1977. Renal porphyrinuria during chronic methyl mercury exposure. J. Lab. Clin. Med. 90: 266-272.
- World Health Organization (WHO), 1989, Mercury Environmental aspects, Environmental health criteria 86, 115 pp.
- Wren, C.D. 1986. A review of metal accumulation and toxicity in wild mammals. Environ. Res. 40: 210-244.
- Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis, (Ed. 2). Prentice-Hall Inc., Englewood Cliffs, New-Jersey. 718pp.



#### **ANNEXE 2.1**

# DESCRIPTION DES RÉGIONS À L'ÉTUDE

Une grande partie du moyen nord québécois étant adjacente à la Baie James et à la Baie d'Hudson. deux régionymes, la Jamésie et l'Hudsonie, sont utilisés pour désigner ces régions récemment ouvertes à un aménagement hydroélectrique (Guimont et Laverdière 1983). Toutefois, la Jamésie se limite aux seules bassesterres constituées en majorité d'anciens fonds marins de la mer de Tyrrell. Deux autres régionymes sont également utilisés pour désigner la portion du bassin de drainage de la Baie James qui se prolonge vers l'est dans les hautes-terres du Nouveau-Québec méridional. Ce sont le Chissassibi au nord (les rivières La Grande, Opinaca et Eastmain) et le Mistassini au sud (rivière Rupert). On a également proposé l'appellation Radissonie québécoise pour désigner la vaste étendue du territoire québécois drainée dans la Baie James (Jamésie, Chissassibi et Mistassini) (Guimont et Laverdière 1983).

Hormis les secteurs montueux du Mistassini, du Chissassibi et de l'Hudsonie, qui possèdent des sols et une roche en place à faible capacité de réduction acide, la majeure partie des régions d'étude situées dans les basses-terres de la Baie James ont des sols argileux riches en carbonates et sont, par conséquent, peu sensibles à l'acidification aquatique en présence d'un apport acide important (Li 1985).

Comme sous-divisions territoriales, nous avons adopté la classification des écorégions du paysage élaborée par Gilbert *et al.* (1985). Ces ensembles géographiques légèrement plus grands que les écorégions ont l'avantage d'être zonaux dans le territoire à l'étude, c'est-à-dire qu'ils montrent une dépendance étroite avec les ensembles climatiques et biogéographiques. Ils influencent conséquemment le territoire, surtout du sud au nord et beaucoup moins de l'ouest vers l'est. En ce sens, ils se juxtaposent assez bien aux frontières des complexes hydroélectriques actuels et projetés dans cette région du Québec. Voici les descriptions que font Gilbert *et al.* (1985) des écorégions du paysage du territoire nordique à l'étude:

Écorégion du paysage #4 -- partie nord du secteur Grande Baleine: Cette écorégion est limitée au nord, au sud, à l'est et à l'ouest, respectivement par la rivière aux Feuilles, la Grande rivière de la Baleine, la rivière Caniapiscau et la Baie d'Hudson. Le relief généralement ondulé présente quelques parties des hautes-terres à l'ouest où les cuestas plongent dans la Baie d'Hudson. Les lacs sont abondants et peu profonds. La toundra est caractérisée par des parcelles sporadiques de végétation forestière limitées aux sites les plus favorables.

Écorégion du paysage #7 -- partie sud du secteur Grande Baleine: La Grande Rivière de la Baleine délimite la frontière nord de cette écorégion, tandis que la limite sud longe La Grande Rivière. La région est limitée à l'est par le plateau du lac Delorme et à l'ouest par la Baie d'Hudson. Le relief ondulé s'élève vers l'est et se termine par de hautes terres à proximité du lac Delorme. Les lacs occupent près de 20% de la superficie. C'est le domaine de la lande boisée à lichens. La région est représentée par trois unités végétales basées sur la répartition des espèces arborées. Ce sont, d'ouest en est, l'Épinette blanche (*Picea glauca*), l'Épinette noire (*Picea mariana*) et une association d'Épinette noire et de Mélèze laricin (*Larix laricina*).

Écorégion du paysage #8 -- secteur La Grande: Du nord au sud, cette région est comprise entre les latitudes 54°00'N et 52°30'N. Elle est limitée à l'ouest par la Baie James et à l'est par les hautes-terres du massif central. L'altitude moyenne s'élève vers l'est, où le relief devient plus accidenté. La forêt d'épinettes représente 25% à 40% du couvert végétal.

Écorégion du paysage #12 -- partie nord du secteur Nottaway-Broadback-Rupert. Cette écorégion est limitée au nord et au sud par les latitudes 52°30'N et 50°00'N. À l'ouest, elle s'étend du lac Mistassini jusqu'à la longitude 86°30'O à la frontière de l'Ontario. Là, le relief est plus prononcé et s'élève d'ouest en est. À l'est, le relief présente un aspect bosselé, contrasté par de nombreux lacs. Les peuplements d'Épinette noire à mousses et lichens sont fréquents sur les sites les plus secs. Les Pins gris (*Pinus divaricata*) colonisent les brûlés. Dans les milieux les plus riches, on rencontre des Bouleaux blancs (*Betula papyrifera*), des Trembles (*Populus tremuloides*) et des Sapins baumiers (*Abies balsamea*). Les tourbières sont très nombreuses sur les dépôts argileux.

Écorégion du paysage #15 -- partie sud du secteur Nottaway-Broadback-Rupert. Cette écorégion est délimitée au nord et au sud par les latitudes 50°N et 48°N. À l'ouest, elle est délimitée par la longitude 77°O. Le relief relativement plat s'élève progressivement vers le sud et l'ouest, où l'altitude moyenne est de 500 m. Quelques lacs peu profonds et étendus, comme les lacs Matagami et au Goéland, brisent l'uniformité du paysage. Bien que composée en majorité de conifères, la forêt boréale de cette écorégion contient de plus en plus de peuplements feuillus, ceux-ci étant habituellement soit dispersés ou en bouquets.

ANNEXE 2.2.a

BILAN DES CAMPAGNES D'ÉCHANTILLONNAGE DANS LE SUD DU QUÉBEC
DES ÉTÉS 1989 À 1991

RÉGION / SECTEUR	Nombre de	Nombre d'oeufs collectionnés	d'échant	nbre illons de mes	Nombre d'échantil-	No.	Nombre de jeunes						
	nids avec collectes d'échantillons	(Nb d'oeufs pourris)	Adultes	Jeunes	lons de sang de jeune	Collec- tionnés	Bagués¹	Trouv					
SUD DU QUÉBEC	8	18(4)	9	18	21	4	12	1					
LAURENTIDES	5	6	2	12	. 14	2		1					
Réservoir Decelles	1	0	0	1	2	1		1					
Lac (réservoir) Kempt	1	1	0	0	0	0 .		S/O					
Réservoir Manic 1	1	3	1	2	2	1		0					
Lacs naturels	2	2	1	9	10	1		0					
Fleuve Saint-Laurent	2	12	7	4	5	0		0					
Lac artificiel (Appalaches)	1	0	0	2	2	1		0					

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> Deux adultes ont également été bagués, puis relâchés, un au lac Villier et un à Pointe Lebel.

ANNEXE 2.2.b

DISTRIBUTION, DENSITÉ, STATUT ET VOLUME DES NIDS DE BALBUZARD NICHANT DANS LE SUD DU QUÉBEC, DE 1989 À 1991

RÉGION/SECTEUR	Estimation du nombre de nids	Pourcentage de nids inutilisés		Volun	ne des ni (m³)	ds	
	fréquentés par 100km de rivage	· · · · · · · · · · · · · · · · · · ·	X	S	'n	Éter	ndue
SUD DU QUÉBEC	0,6	21%	1,5	1,7	17	0,4	/7,1
LAURENTIDES	0,6	30%	4,0	-	2	0,9	/7,1
Réservoir Decelles	2,8	25%	. 7,1	-	1		7,1
Réservoir Dozois	0,0	-	•	•	-	, <b>-</b>	1-
Réservoir Cabonga	1,2	33%	-	-		-	1-
Réservoir Baskatong	0,6	0	•	-	-		1-
Réservoir Mitchinamécus	0;0	•			- '	-	1-
Réservoir Kiamika	0,0	-	-	-	-	-	1-
Lac (réservoir) Kempt	2,0	0	0,9	•	1		0,9
Réservoir Gouin	0,0	-	<b>-</b> ,	-	-	-	1-
Réservoir Taureau	0,0	-	-	-	-	-	1-
Réservoir Manic 1	•	-	3,2	-	2	1,2	/ 5,2
Lacs naturels	-	-	0,8	•	1	•	0,8
Fleuve Saint-Laurent (moyen estuaire)	•	20%	1,0	0,9	11	0,4	/ 3,4
Lac artificiel (Appalaches)	<u>.</u>	•	3,1		1		/ 3,1

ANNEXE 2.2.c

CARACTÉRISTIQUES DE LA PONTE ET DES NICHÉES DE BALBUZARD
DANS LE SUD DU QUÉBEC, DE 1989 À 1991

· ·	Années		Date d	e pon	te (jmoi	is)	Années		Taille	de la	ponte	1
RÉGION / SECTEUR / STATION	d'étude	x	s	ก	Éto	endue	d'étude	X	S	n	Ét	endue
	1000.00	40.05	7.0	45	22.25	10105	1000.00	0.0	0.0	16	10	
SUD DU QUÉBEC	1989-90	16-05	7,2	15	03-05	/ 31-05	1989-90	2,8	8,0	16	1,0	/ 4,0
LAURENTIDES		17-05	4,8	10	08-05	/ 23-05		3,2	0,4	6	3,0	/ 4,0
Réservoir Decelles		19-05	•	1		19-05		-	-	-	-	1 -
Réservoir Cabonga		-	•	-	-			3,0	•	2		3,0
Réservoir Baskatong		•	•	•	-	•		3,0	-	1		3,0
Lac (réservoir) Kempt		-	-	-	-	• .		3,0	-	1		3,0
Réservoir Manic 1		-	-	-	-	•		4,0	•	1		4,0
Lacs naturels		17-05	5,0	9	08-05	/ 23-05		3,0	-	1		3,0
Fleuve Saint-Laurent		21-05	8,7	3	14-05	/ 31-05		2,5	0,9	10	1,0	/ 4,0
Lac artificiel (Appalaches)		04-05	-	2	03-05	/ 06-05		•	•	-	-	1 -
1												

Seuls les nids où il y a eu ponte sont considérés dans ce calcul.

ANNEXE 2.2.d

NOMBRE D'OEUFS PONDUS PAR NID ACTIF DE BALBUZARD
DANS LE SUD DU QUÉBEC (1989-1991)

	1989	1990	1991			TOTA	L
· <del>/</del>		x	x	x	s	n	Étendue
SUD DU QUÉBEC	2,0	3,0	3,0	2,8	0,8	16	1,0 / 4,0
Réservoir Cabonga	-	3,0	•	3,0	-	2	3,0
Réservoir Baskatong	-	3,0	•	3,0	-	1	3,0
Lac (réservoir) Kempt	-	3,0	-	3,0	-	1	3,0
Réservoir Manic I	-	•	4,0	4,0	-	1	4,0
Lacs naturels (Laurentides)	-	3,0	•	3,0	-	1	3,0
Fleuve Saint-Laurent	2,0	•	2,8	2,5	0,9	10	2,0 / 4,0
Lac artificiel (Appalaches)	-		-	•		-	- 1-

ANNEXE 2.2.e

MENSURATIONS DES OEUFS DE BALBUZARD
NICHANT DANS LE SUD DU QUÉBEC EN 1989, 1990 ET 1991

	<b>.</b> .		Poids	des o	eufs (g	)	V	olume/	des o	eufs (cr	n³)
RÉGION / SECTEUR / STATION	État des oeufs	x	s	n	Éte	endue	x	s	n	Éte	endue
SUD DU QUÉBEC	Frais	63,0	5,5	17	54,0	/ 72,0	50,4	7,0	21	42,0	/ 64,5
	Pourri	57,6	15,7	4	35,5	/ 71,0					
LAURENTIDES	Frais	61,8	5,2	4	54,0	/ 65,0	53,5	9,3	6	43,8	/ 64,5
	Pourri	46,8	<b>-</b> .	2	35,5	/ 58,0					
Lac (réservoir) Kempt	Frais	64,0	•	1		64,0	64,5	-	1		64,
Réservoir Manic 1	Frais	54,0	-	1		54,0	45,4	2,4	3	43,8	/ 48,1
	Pourri	46,8	-	2	35,5	/ 58,0	-	-	-	•	1:
Lacs naturels	Frais	64,5	•	2	64,0	/ 65,0	60,2	•	2	57,5	/ 63,0
Fleuve Saint-Laurent	Frais	63,6	5,5	12	56,0	/ 72,0	49,1	5,7	15	42,0	/ 62,3
	Pourri	68,5	-	2	66,0	/ 71,0	٠.	-		•	1 .

ANNEXE 2.2.f

MENSURATIONS DES COQUILLES D'OEUF DE BALBUZARD
NICHANT DANS LE SUD DU QUÉBEC, DE 1989 À 1991

			aisseur es d'oe	des uf (mm)		_			Poids de iles d'o		) Indice de Ratcli						iffe	
RÉGION / SECTEUR / STATION	x	s	n	Éte	ndue		x	s	n	Éte	ndue		x	s	n	Éte	endue	
								,										
SUD DU QUÉBEC	0,46	0,06	21	0,35	/ 0,55		6,5	1,1	21	4,7	/ 9,0		2,42	0,31	21	1,99	/ 3	
LAURENTIDES	0,39	0,03	6	0,35	/ 0,43		5,7	0,9	6	4,7	/7,1		2,14	0,14	6	1,99	/ 2	
Lac (réservoir) Kempt	0,43	-	1		0,43		7,1	0,4	. 1		7,1		2,12	•	1		2	
Réservoir Manic 1	0,40	0,00	3		0,40		5,1	0,4	. 3	4,7	/ 5,3		2,09	0,09	3	2,00	/ 2	
Lacs naturels	0,37		2	0,35	/ 0,38		6,1		2	2,6	/ 6,5		2,09		. 2	1,99	/ 2	
Fleuve Saint-Laurent	0,48	0,05	15	0,41	/ 0,55		6,7	1,01	15	5,3	/ 9,0		2,62	0,29	15	2,00	/3	

ANNEXE 2.2.g

NOMBRE DE JEUNES BALBUZARDS ET TAUX DE CROISSANCE DES AIGLONS DANS LES NIDS
DU SUD DU QUÉBEC QUELQUE DIX JOURS AVANT LEUR ENVOL
EN 1989, 1990 ET 1991

	Taux de d	roissan	ce des	jeunes	s (dg/j)	Non	bre de	jeunes¹	par nic	actif	ì l'envol
RÉGION / SECTEUR / STATION	x	s	n	Éte	ndue		ž	s	n	Éte	ndue
SUD DU QUÉBEC	43,0	8,0	15	30,0	/ 57,0		1,6	0,9	17	0,0	/ 3,0
Laurentides	43,7	9,3	10	30,0	/ 57,0		1,4	0,9	9	0,0	/ 3,0
Réservoir Decelles	30,0	-	1		30,0	٠	1,5	-	2	1,0	/ 2,0
Réservoir Cabonga		-	•	-	1 -	•	0,0	-	2		0,0
Réservoir Manic 1	-	-	-	-	1 -		2,0	-	1		2,0
Lacs naturels	45,0	10,0	9	31,0	/ 57,0		1,8	0,5	4	1,0	/ 2,0
Fleuve Saint-Laurent	43,0	6,0	3	40,0	/ 50,0		1,6	1,3	7	0,0	/ 3,0
Lac artificiel (Appalaches)	43,0	-	2	39,0	/ 46,0		2,0	-	. 1		2,0

<sup>1</sup> Il s'agit du nombre de jeunes encore présents dans un nid actif, plus de 35 jours après l'éclosion.

ANNEXE 2.2.h

NOMBRE DE JEUNES À L'ENVOL PAR NID ACTIF DE BALBUZARD
DU SUD DU QUÉBEC (1989-1991)

	1989	1990	1991			TOT	A.L.
STATION	X	. 🔻	x	x	s	n	Étendue
SUD DU QUÉBEC	2,5	1,4	1,6	1,6	0,9	17	0,0 / 3,0
Réservoir Decelles	-	1,5	•	1,5	-	2	1,0 / 2,0
Réservoir Cabonga	-	0,0	<u>.</u> .	0,0	-	2	0,0
Réservoir Manic I	2,0	-	-	2,0	-	1	2,0
Lacs naturels (Laurentides)	-	1,5	2,0	1,8	0,5	4	1,0 / 2,0
Fleuve Saint-Laurent	3,0	2,0	1,4	1,6	1,3	7	0,0 / 3,0
Lac artificiel (Appalaches)	-	2,0	-	2,0	•	1	2,0

ANNEXE 2.2.i

RÉSIDUS DE MERCURE TOTAL (mg/kg) DANS LES PLUMES D'ADULTE (poids sec)

ET DANS LES OEUFS FRAIS (poids frais) DE BALBUZARD

DU SUD DU QUÉBEC ET AU VENEZUELA (1989-1991)

•		PLUI	MES D'	ADULTE	<b>=</b>	· ·		OEUF	:s	
STATION	x	s	n	Éto	endue	X	s	n	Éte	endue
SUD DU QUÉBEC	10,9	14,0	9	0,8	/ 42,0	0,13	0,08	14	0,02	/ 0,28
Lac (réservoir) Kempt	-	-	•	-	1 -	0,20	·	1		0,20
Réservoir Manic I	0,8	-	1		0,8	0,15	•	1		0,15
Lacs naturels (Laurentides)	26,0	•	1		26,0	0,19	0,05	2	0,15	/ 0,22
Fleuve Saint-Laurent	10,2	14,4	7	1,6	/ 42,0	0,11	0,08	10	0,02	/ 0,28
VENEZUELA	18,1	-	1		18,1	-	-	-	-	1-

ANNEXE 2.2.j

RÉSIDUS DE MERCURE TOTAL (mg/kg; poids frais) DANS LE SANG
DE JEUNES BALBUZARDS DANS LE SUD DU QUÉBEC
(1989-1991)

· ·	1989	1990	1991			TOT	AL	
STATION	x	x	<b>x</b>	x	s	n	Éto	endue
SUD DU QUÉBEC	-	0,41	0,46	0,43	0,22	14	0,12	/ 0,75
Réservoir Decelles	•	0,75	•	0,75		1		0,75
Lacs naturels (Laurentides)		0,46	0,59	0,32	0,10	9	0,31	/ 0,63
Fleuve Saint-Laurent	•	-	0,12	0,12	-	2		0,12
Lac artificiel (Appalaches)	-	0,15	-	0,15	-	2	0,13	/ 0,17
ÉLEVAGE EN CAPTIVITÉ	-	_	1,72	1,72	•	2	1,66	/ 1,77

**ANNEXE 2.2.k** 

# RÉSIDUS DE MERCURE TOTAL (mg/kg; poids sec) DANS DES PLUMES DE CONTOUR DE JEUNES BALBUZARDS DU SUD DU QUÉBEC (1989-1991)

	1989	1990	1991			TOT	AL	
STATION	- x	x	x	X	s	n	Ét	endue
SUD DU QUÉBEC	6,6	7,9	9,8	9,1	4,8	21	2,8	/ 18,3
Réservoir Decelles		17,8	-	17,8	-	2	17,2	/ 18,3
Réservoir Manic I	9,8	-	•	9,8	-	2	9,1	/ 10,5
Lacs naturels (Laurentides)	• •	9,5	12,5	11,0	2,6	10	6,9	/ 15,0
Fleuve Saint-Laurent	4,5	-	3,1	3,9	0,9	5	2,9	/ 5,2
Lac artificiel (Appalaches)	•	3,3	•	3,3	-	2	2,8	/ 3,8
ÉLEVAGE EN CAPTIVITÉ	-	-	6,4	6,4	-	2	6,0	/ 6,7

ANNEXE 2.2.I

TOTAL DES RÉSIDUS DE MERCURE (mg/kg; poids frais) DANS CERTAINS TISSUS INTERNES
DE JEUNES BALBUZARDS DANS LE SUD DU QUÉBEC ET AU VÉNÉZUELA (1989-1991)

	·	Fole							Rein	В				lusci	es			- 1	Cerve	au	
STATION		X	8	n	Éte	endue	X	8	n	Éto	endue	x	8	n	Ét	endue	x	8	n	Ét	endue
SUD DU QUÉBEC	- 0,	92	0,45	5	0,22	/ 1,46	1,25	0,67	5	0,26	/ 2,11	0,50	0,22	5	0,15	/ 0,75	0,25	0,11	5	0,08	/ 0,39
Laurentides	0,	81		1		0,81	1,10	-	1		1,10	0,40	-	1		0,40	0,25	-	1		0,25
Réservoir Decelles	1,	26	•	2	1,06	/ 1,46	1,74	-	2	1,36	/ 2,11	0,68		2	0,60	/ 0,75	0,34	•	2	0,29	/ 0,39
Réservoir Manic I	1,	04	•	1		1,04	1,44	-	1	•	1,44	0,48	•	1		0,48	0,25	-	1		0,25
Lac artificiel (Appalaches)	0,	22	-	1		0,22	0,26	-	1		0,26	0,15	-	1		0,15	0,08	-	1		0,08
NEW YORK 1	23,	40	-	1		23,40	14,60	-	1		14,60	7,64	-	1		7,64	4,40 .	•	1		4,40
VÉNÉZUELA	18,	10		1		18,10	٠.	<u>.</u> .		-	1 -	-	_	-	-	1 -	-	_	-	_	1 -

Cet aiglon, né au réservoir LG2, a été capturé à Long Island, N.Y.

#### **ANNEXE 3.1**

## VARIABLES ÉCOLOGIQUES ET MORPHOMÉTRIQUES CALCULÉES

La forme d'un nid de Balbuzard rappelant celle d'un cylindre, son volume (m³) a été estimé par la relation:

 $(D^2*\pi)*E$ 

où D = diamètre du nid (m)

E = épaisseur du nid (m)

Le développement de l'embryon a été évalué en comparant le stade de développement des embryons de Balbuzard avec celui de l'embryon de la Crécerelle d'Amérique (Falco sparverius) (Bird et al. 1984) et d'oiseaux d'élevage (Brown 1979). Le développement de l'oeuf est exprimé en journées d'incubation, la valeur maximale étant de 30 jours (Poole 1989).

Le volume de l'oeuf (m³) a été calculé à l'aide de la formule proposée par Romanoff et Romanoff (1963), soit:

 $(L*D*^2*\pi)/6)*0,85$ 

où L = longueur de l'oeuf (mm)

D = diamètre de l'oeuf (mm)

L'indice de Ratcliffe est souvent utilisé comme une mesure des effets des pesticides organochlorés sur les coquilles d'oeuf (Ratcliffe 1970). Il est calculé comme suit:

P/(L\*D)

où P = poids de la coquille (mg)

L = longueur de l'oeuf (mm)

D = diamètre de l'oeuf (mm)

L'âge des aiglons a été déterminé graphiquement à l'aide de la longueur de l'aile, selon une courbe de croissance publiée par Schaadt (1989).

Le sexe des jeunes a été estimé à partir d'un modèle graphique montrant la relation entre le poids de l'aiglon de chacun des sexes et son âge (Schaadt 1989).

La date de ponte est calculée par rétrocalcul à partir de l'âge de l'aiglon et de la durée d'incubation des oeufs. Elle est calculée comme suit:

D-(A+I)

où D = date de la visite (jour julien)

A = âge de l'aiglon (j)

I = durée de l'incubation fixée à 30 jours (Poole 1989)

Le taux de croissance (g/j) des aiglons est estimé en divisant le poids (g) de l'aiglon par son âge (j).

Notons que la courbe de croissance affecte la forme du modèle logistique et est donc relativement droite entre l'âge de 10 et 35 jours (Schaadt 1989). Bien que la croissance varie en fonction du sexe et de l'âge (avant 10 j. et après 35 j.), notre calcul, ayant une valeur surtout comparative, devrait être acceptable.

#### **ANNEXE 3.2**

## MÉTHODES ANALYTIQUES UTILISÉES POUR LES ANALYSES CHIMIQUES ET BIOCHIMIQUES

Le mercure a été analysé selon la méthode 2 (NAQUADAT No 80601) du manuel des méthodes analytiques d'Environnement Canada (Env. Can. 1979). L'échantillon à analyser (≈1 g) est digéré dans un mélange d'acide nitrique et sulfurique (1:2) à 60°C. Ce mélange est par la suite mis en présence de persulfate de potassium et de permanganate de potassium pour compléter l'oxydation des composés organo-mercuriques. Une solution de sulfate hydroxylammonium est utilisée pour neutraliser les oxydants en surplus. L'ajout de chlorure stanneux permet de réduire le mercure à la forme élémentaire, dont les vapeurs sont analysées par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Le *méthylmercure* est d'abord séparé des tissus (≈2 g) au moyen d'une solution acide de bromure de sodium et de sulfate de cuivre. Par la suite, ce mélange est partitionné dans une solution de chlorure de méthylène, où un échantillon de la couche organique est digéré dans une mixture d'acide nitrique et sulfurique. Une solution de chlorure stanneux, de sulfate hydroxylamine et de chlorure de sodium est utilisée pour réduire le mercure à la forme élémentaire, dont les vapeurs sont analysées par spectrophotométrie d'absorption atomique (A. Reiger, com. pers.).

Les teneurs en plomb, cadmium, zinc, fer, cuivre, chrome, nickel, manganèse, magnésium, calcium et sodium ont été déterminées en utilisant une méthode publiée par le Bureau d'étude sur les substances toxiques (MENVIQ 1981). L'échantillon à doser est pesé (≈10 g) et calciné à 500°C dans un four durant 16 heures. La minéralisation de l'échantillon est complétée en traitant à chaud les cendres avec les acides chlorhydriques et nitriques concentrés. La solution résultante est diluée dans de l'eau et filtrée. Les métaux sont dosés par spectrophotométrie d'émission au plasma (ICP) (Zn, Fe, Cu, Mn, Cr et Ni) ou au four au graphite (Cd et Pb), aux conditions optimales pour l'élément à doser (MENVIQ 1981).

Les teneurs en sélénium (NADAQUAT 34601) et en arsenic (NADAQUAT 33601) ont été déterminées selon la méthode décrite par Environnement Canada (Env. Can. 1986). L'échantillon (≈2 g) est dissous en milieu acide. Ce milieu permet aussi l'oxydation des composés organo-métalliques en composés inorganiques. La digestion de l'échantillon s'effectue en milieu acide chauffé. À l'aide d'acide chlorhydrique, le sélénium est réduit à l'état tétravalent, tandis que l'arsenic est réduit à l'état trivalent. Par la suite, ces métaux sont transformés en hydrure volatil, qui est oxydé sous sa forme élémentaire dans une cellule de quartz chauffée. Le sélénium et l'arsenic contenus dans la cellule sont dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Les concentrations de *césium-137* ont été déterminées à l'aide des rayons gamma émis spontanément par les noyaux des atomes. Ces rayons sont captés par un détecteur à cristal, et transmis à un multicanal qui produit, sur un écran cathodique ou sur un graphique, le spectre gamma de chaque échantillon. À partir de ces spectres, on identifie le césium-137 présent dans l'échantillon et, d'après l'intensité des pics qui composent les spectres, on déduit le nombre de becquerels par kilogramme (bq/kg). Le becquerel est une unité d'activité radioactive correspondant à une désintégration d'atomes par seconde.

Composés organiques de synthèse: Le coût élevé des analyses de pesticides organochlorés et de BPC ainsi que des dioxines et des furannes nous a obligé à regrouper les échantillons à analyser. La concentration obtenue lors de l'analyse d'un échantillon composite (pool) correspond d'assez près à la moyenne des concentrations individuelles (Turle et Collins 1992).

La méthode d'analyse chimique des pesticides organochlorés (OC) et des biphényles polychlorés (BPC) utilisée est décrite dans Peakall et al. (1986). En résumé, les lipides et les composés biogéniques contenus dans un échantillon (~5 g) sont extraits sur colonne de verre avec 50% de CH<sub>2</sub>CL<sub>2</sub> (V/V) et séparés en trois fractions sur colonne de florisil. Ces trois fractions comprennent différents composés organochlorés. La fraction I contient environ 10% de p,p'-DDT, tout le p,p'-DDE, les chlorobenzènes, les octachlorostyrènes, le mirex et le photomirex, les BPC et approximativement 50% du trans-nonachlore. La fraction II contient les hexachlorocyclohexanes, l'oxychlordane, le cis et le trans-chlordane, le p,p'-DDD, le cis-nonachlore et 50% du trans-nonachlore. La fraction III contient l'heptachlore et la dieldrine. Les analyses ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire DB-5 avec capture d'électron.

La concentration en Aroclor 1254/1260 (1:1) (mg/kg) est calculée en multipliant la concentration du congénère #138 par 14,643. La concentration en Aroclor 1260 (mg/kg) est calculée en multipliant la concentration du congénère #180 par 11,63.

La méthode d'analyse chimique des *dioxines* et des *furannes* utilisée est décrite dans Norstrom *et al.* (1990). En résumé, un échantillon (≈25 g) est broyé avec du sulfate de sodium anhydreux. Les lipides et les composés biogéniques sont extraits par chromatographie par perméation sur gel (CPG); la séparation des PCDD et PCDF des autres composés organochlorés est effectuée par chromatographie sur carbone, alumine et florisil. Le dosage des PCDD et PCDF est effectué par chromatographie en phase gazeuse/ spectrométrie de masse à l'aide d'un appareil Hewlett-Packard 5987B GC/MS ainsi que d'une colonne capillaire de 30m de type DB-5.

Le pourcentage en eau des échantillons est obtenu en séchant dans un four à convection à température constante (105°C) une aliquote préalablement pesée. Le pourcentage en eau est calculé par la différence entre les deux poids.

Le pourcentage en lipide est obtenu en broyant un échantillon préalablement pesé avec du Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> anhydre. Ce mélange est élué sur une colonne en verre avec 50% CH<sub>2</sub>CL<sub>2</sub> dans l'hexane (V/V). Après extraction, le solvant est concentré par évaporation à l'aide d'un rotovapeur et séché à température constante (105°C). La différence de poids correspond à celui en lipide. Le pourcentage de lipide est calculé selon l'équation suivante:

$$\frac{W^1 * W^2}{V^2 * V^3} * 100$$

où W1 - Poids en lipide

W<sup>2</sup> - Poids de l'échantillon

V<sup>2</sup> = Volume total de la solution

V<sup>3</sup> = Volume de l'aliquote utilisée

#### **ANNEXE 3.3**

## CONTRÔLE DE QUALITÉ ET VALIDATION DES RÉSULTATS ANALYTIQUES

Le matériel de référence utilisé pour faire le contrôle des analyses de métaux provient du Conseil national de recherches du Canada (programme de standards de chimie analytique marine). Il est composé de muscles (DORM-1) et de foie (DOLT-1) de Chien de mer (Squalus acanthias) ainsi que d'hépatopancréas (TORT-1) de Homard d'Amérique (Homarus americanus), dont les valeurs standards sont connues. La fréquence d'analyse du matériel de référence varie selon les métaux, passant de 1 échantillon pour 6 (Se) à 1 pour 22 (Ca, Cr, Fe, Mg, Mn, Ni, Na et Zn) (tableau-annexe 3.3.1). Une mauvaise récupération des métaux analysés dans le matériel de référence entraîne le rejet des résultats et une réanalyse automatique des échantillons.

Le contrôle de qualité des analyses de pesticides organochlorés et des BPC a été assuré par le Centre national de la recherche faunique. Le matériel de référence utilisé, soit des oeufs de Goéland argenté, fait l'objet d'analyses régulières au CNRF. De façon routinière, le CNRF ajoute un échantillon de référence par cinq échantillons à analyser (tableau-annexe 3.3.1). La comparaison entre ces mesures standards et celles obtenues lors d'analyses antérieures permet de détecter les mesures douteuses.

L'étape de validation des données chimiques et biochimiques permet la détection des valeurs suspectes ainsi que la vérification de la cohérence des données. Les techniques usuelles utilisées sont:

Le filtre des valeurs extrêmes: La distribution des concentrations a été examinée. Les points qui s'écartaient nettement de la masse des données ont fait l'objet d'une vérification à la source. Le calcul des aires sous la courbe et la transcription des résultats ont été refaits dans 2% des cas.

TABLEAU-ANNEXE 3.3.1

RAPPORT DU NOMBRE D'ÉCHANTILLONS DE BALBUZARD ANALYSÉS
PAR MATÉRIEL DE RÉFÉRENCE

		NOMBRE D'ANALY	SES EFFECTUÉES	
COMPOSÉS RECHERCHÉS	NOMBRE D'ÉCHANTILLONS ANALYSÉS (Nb)	EN DUPLICATA OU EN TRIPLICATA	SUR LE MATÉRIEL DE RÉFÉRENCE (MR)	RAPPORT Nb/MR
Hg+MeHg	661	51	63	10,5
Se	126	6	20	6,3
Cd	65	2	4	16,3
As	82	10	6	13,7
Pb	57	9	4	14,3
Ca	43	7	2	21,5
Cr	43	8	2	21,5
Cu	43	7	2	21,5
Fe	43	7	2	21,5
Mg	43	7	2	21,5
<b>M</b> n	43	7	2	21,5
Ni	43	7	2	21,5
Na	43	7	2	21,5
Zn	43	7	2	21,5
OC-BPC	72	-	14	5,1

Comparaison des reprises: Nous avons refait l'analyse de certains échantillons d'oeuf, de foie et de plumes, à un an d'intervalle. Les résultats ont été acceptés lorsque l'écart entre les concentrations des deux années était inférieur à 10%, ou lorsque les valeurs étaient situées dans l'intervalle de précision des mesures (0,05 mg/kg). Par contre, quand l'écart était supérieur, nous avons fait la vérification des calculs de l'aire sous la courbe. De nouvelles analyses étaient effectuées lorsqu'aucune erreur de calcul n'était décelée. La moyenne de toutes les concentrations mesurées a alors été utilisée.

Comparaison mercure total - méthylmercure: Les résultats analytiques de tous les échantillons présentant une concentration en méthylmercure (MeHg) supérieure à celle du mercure total (Hg) ont été vérifiés soigneusement (tableau-annexe 3.3.2). Un écart entre ces deux concentrations inférieur à 10% ou au degré de précision des mesures (0,05 mg/kg) a été accepté Par contre, lorsqu'il était supérieur, nous faisions une vérification des calculs de l'aire sous la courbe. Lorsque aucune erreur n'était détectée, de nouvelles analyses étaient effectuées quand la quantité de tissu encore disponible le permettait. La moyenne de toutes les concentrations mesurées a alors été utilisée. À noter que, compte tenu de l'erreur expérimentale, seulement 2% des échantillons (4 de sang et 2 de muscles) présentent des valeurs en méthylmercure très légèrement supérieures à celles en mercure total (tableau-annexe 3.3.2).

Un ratio [MeHg]/[Hg] supérieur à 1 peut être dû à la variabilité analytique du mercure total et du méthylmercure, à une mauvaise homogénéisation des échantillons et/ou à l'analyse du mercure total et du méthylmercure à partir de fractions distinctes (comme dans cette étude), dont la concentration et non la spéciation peuvent être variables (Bloom 1992). Ce ratio a donc été ramené à 1 lorsque la concentration du méthylmercure excédait celle du mercure total (17% des échantillons).

TABLEAU-ANNEXE 3.3.2

NOMBRE DE FOIS OÙ LES CONCENTRATIONS DE MÉTHYLMERCURE SONT SUPÉRIEURES À CELLES DE MERCURE TOTAL DANS DIFFÉRENTS TISSUS DE BALBUZARD

·			de fois ou g]>[Hg]	Écart moyer [MeHg]-	
TISSU	NOMBRE D'ANALYSES	n	(%)	x	8
Oeuf	25	6	(24,0)	0,03	0,03
Estomac	14	4	(28,6)	0,04	0,02
Sang	127	26	(20,5)	0,07	0,06
Foie	28	0			
Reins	28	1	(3,6)	0,03	
Muscles	29	4	(13,8)	0,11	0,09
Cerveau	19	5	(26,3)	0,03	0,03

Sélection des paramètres sanguins: Les contraintes du terrain en région éloignée ayant parfois entraîné des délais de quelques jours avant les analyses hématologiques au laboratoire, nous avons dû rejeter tous les paramètres sanguins qui variaient selon la date de collecte des échantillons. Nous avons également rejeté tous les paramètres sanguins pour lesquels il y avait des différences significatives (test de Mann-Whitney; p < 0,05) entre les échantillons, selon qu'ils présentaient ou non des traces de caillots ou d'hémolyse des globules rouges (Leclair 1993). Seules les données d'hématocrites et de protéines totales obtenues le jour même sur le terrain ont été retenues après ces étapes de validation.

# ANNEXE 4.2.2 NOMBRE D'OEUFS PONDUS PAR NID ACTIF DE BALBUZARD SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989-1991

	1989	1990	1991				TOT	AL
	x	X	X	<u>x</u>	8	n	Éten	due
			•					
RÉGION GRANDE-BALEINE	3,0	2,8	•	2,9	0,3	20	2,0	/ 3,0
Sol minéral	3,0	2,3	•	2,9	0,4	14	2,0	/ 3,0
RIVIERES NATURELLES		20		20	0.0	_		•
Sol minéral LITTORAL	•	3,0 3,0	•	3,0 3,0	0,0	5 1		3, 3,
LITORAL .	•	3,0	•	3,0	-	•		3,
RÉGION LA GRANDE	2,5	2,6	2,8	2,7	0,7	106	1,0	/ 4.
MILIEUX AMÉNAGÉS -	2,5	2,6	2,8	2,7	0,7	80	1,0	/ 4,
RÉSERVOIR OPINACA	2,4	2,3	2,7	2,5	8,0	24	1,0	/4,
EM - Opinaca EM - Lac Noyé	- 2,3	2,0 3,0	3,0 1,5	2,5 2,4	0,7 0,9	3 8	2,0 1,0	/ 3,
EM - Ell	-,0	2,5	•	2,5		2	2,0	/ 3,
EM - Low	2,5	1,8	3,0	2,3	1,0	9	1,0	14.
EM - Amont	•	-	3,0	3,0	0,0	3		Э,
RÉSERVOIR LG2	2,4	2,8	2,9	2,8	0,5	25	1,0	/ 3,
LG2 - Amont	•	3,0	3,0	3,0	0,0	4		3,
LG2 - Anistiniwatiyayach	•	-	2,0	2,0	•	1		2,
LG2 - Bereziuk LG2 - Kanaaupscow	2.0		3,0	3,0		1		3,
LG2 - Kanasupscow	2,0	2,7	2,8 3,0	. 2,6 2,5	0,7	11 2	1,0 2.0	/3, /3,
LG2-LG3 - Aval	3,0	3,0	3,0 3,0	3,0	0.0	6	2,0	3,
RÉSERVOIR LG3	-,-	0,0	0,0	0,0	0,0	•		•
LG3 - Roy	3,0		3.0	3,0	0.0	3		3,
RÉSERVOIR LG4	3,0	2.0	2.7	2,7	0,5	6	20	
LG4 - Lanouette	3,0 3,0	2,0	2,7 3,0	2,7	0,5 0,5	5	2,0 2,0	13,
LG4 - Page	•	-	2,0	2,0	- 0,5	1	2,0	2,
RÉSERVOIR CANIAPISCAU			2,4	2,4	0.5	7	2,0	/ 3,
CA - Delarme		•	2,4 2,7	2,4	0,5	3	2,0	/3
CA - Caniapiscau		-	2.0	2.0	0,0	2	2,0	2
CA - Brisay		-	2,0	2,0		1		2
CA - Apulco		-	3,0	3,0		1		3
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	2,0	3,5	3,5	3,1	1,0	8	1,0	14
SK - Ladouceur	•	4,0	3,0	3,5	•	2	3,0	14
SK - Sakami	3,0	•	3,0	3,0	-	2		3
SKB - Côté	1,0	3,0	4.0	3,0	1,4	4	1,0	/ 4
DÉTOURNEMENT LAFORGE	. •	•	3,0	3,0	8,0	7	2,0	14
LA - Laforge	•	=	3,0	3,0	1,0	3	3,0	14
LA - Vincelotte	•	-	3,0	3,0	1,0	3	3,0	/ 4,
LA - Fontanges	-	•	2,0	2,0	-	1		2
MILIEUX "NATURELS" -	3,0	2,5	2,7	2,7	0,6	26	1,0	/4
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ								
LG - De Pontois	•	•	3,0	3,0	. •	1		3
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	3,0	2,0	. 3,0	2,7	0,6	3	2,0	/3
EO - Eastmain	3,0	2,0	• *	2,5	•	2	2,0	/ 3
EO - Opinaca	•	-	3,0	3,0	•	1		3
LACS NATURELS	•	-	2,5	2,5	0,6	15	1,0	/3
Sol minéral	•	-	2,5	2,5	0,7	12	1,0	/3
Sol organique		-	2,7	2,7	0,6	3	2,0	/ 3
RIVIÈRES NATURELLES	•	3,0	3,0	3,0	0,6	7	2,0	14
Sol minéral	•	3,0	2,7	2,8	0,5	4	2,0	/3
Sol organique		•	3,3	3,3	0,6	3	3,0	/ 4
RÉGION EASTMAIN	-	3.0	<b>-</b> '	3,0	0,0	3		3
RIVIÈRES NATURELLES Sol minéral		3,0		3,0	0,0	3	,	3
RÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT		2,7	-	2,7	0,7	25	2,0	14
LACS NATURELS	•	2,8	•	2,8	0,6	10	2,0	14
Sol minéral	•	3,0	•	3,0	8,0	4	2,0	/4
Sol organique	•	2.7	•	2,7	0,5	6	2,0	/ 3,
RIVIÈRES NATURELLES	•	2,6	•	2,6	8,0	13	2,0	14
Sol minéral	•	2,6	•	2,6	8,0	7	2,0	14
Sol organique	•	2,7	-	2,7	8,0	6	2,0	/ 3,
LITTORAL	_	2,5		2,5		2	2,0	/3

ANNEXE 4.2.3

NOMBRE DE JEUNES À L'ENVOL PAR NID ACTIF DE BALBUZARD
SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

	1989	1990	1991		Т	OTAL		
STATION	x	×	X	x	8	n	Éte	ndue
RÉGION GRANDE-BALEINE	2,3	0,0	•	2,2	8,0	29	0,0	/ 4,0
LACS NATURELS								
Sol mineral	2,3	. •	•	2,3	0,9	17	1,0	/ 4,0
RIVIÈRES NATURELLES								
Sol mineral	2,4	. 0,0		2,2	8,0	12	0,0	/ 3,0
RÉGION LA GRANDE	1,0	1,3	1,3	1,3	1,1	92	0,0	/ 3,0
MILIEUX AMÉNAGÉS -	1,0	1,3	1,6	1,4	1,0	61	0,0	/ 3,0
RÉSERVOIR OPINACA	1,0	1,1	1,5	1,3	0,9	24	0,0	/ 3,0
EM - Opinaca		1,0	3,0	1,7	1,2	3	1,0	/ 3,0
EM - Lac Noyé	• '	1,0	0,5	8,0	1,0	4	0,0	/ 2,0
EM - EII		1,5	•	1,5	•	2	1,0	/ 2,0
EM - Low	1,0	0,8	1,5	1,0	0,5	8	0,0	/ 2,0
EM - Amont	-	1,5	1,7	1,6	1,1	7	0,0	/ 3,0
RÉSERVOIR LG2		1,4	1,7	1,6	1,0	24	0,0	/ 3,0
LG2 - Amont	•	1,3	2,0	1,7	8,0	6	1,0	/ 3,0
LG2 - Anistiniwatiyayach	•	2,5	0,0	1,7	1,5	3	0,0	/ 3,0
LG2 - Bereziuk	•		2,0	2,0	•	1		2,0
LG2 - Kanaaupscow		1,0	2,0	1,6	1,2	10	0,0	/ 3,0
LG2 - Toto	•	•	1,5	1,5		2	1,0	/ 2,0
LG2-LG3 - Aval -	-	•	1,0	1,0	٠	2	0,0	/ 2,0
RÉSERVOIR LG3		•						
LG3 - Roy	•	2,0	1.0	1,5	1,3	3	0,0	/ 2,0
RÉSERVOIR LG4	•		0,7	0,7	1,2	3	0,0	/ 2,0
LG4 - Lanouette	•	-	1,0	1,0	•	2	0,0	/ 2,0
LG4 - Page	•	-	0,0	0,0	•	1		0,0
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	1,0	1.0	2,0	1,7	1,2	6	0.0	/ 3,0
SK - Ladouceur	.,.	.,.	3.0	3,0	-,	1	0,0	3,0
SK - Sakami		-	0.0	0,0		1		0,0
SKB - Côté	1,0	1,0	2,5	1,8	1,0	4	1,0	/ 3,0
DÉTOURNEMENT LAFORGE LA-Laforge		•	2.0	2,0	,	1		2,0
MILIEUX "NATURELS" -		1,8	1,5	1,6	1,2	31	0.0	/ 3.0
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ								
LG - De Pontois	•	• '	3,0	3,0	-	1		3,0
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT		1,3	3,0	1,8	1,3	4	0.0	/ 3,0
EO - Eastmain		1,0	0,0	1,0	1,0	2	0,0	/ 2,0
EO - Opinaca		2,0	3,0	2,5		2	2,0	/ 3,0
RIVIÈRES NATURELLES				-		_		
	. •	3,0	1,7	1,9	1,1	7	0,0	/ 3,0
Sol mineral Sol organique	•	3,0	1,7	2.0	0,8	4	0,0	/ 3,0
	•	•	1,7	1,7	1,5	3	0,0	/ 3,0
LACS NATURELS	•	1,0	1,3	1,3	1,3	19	0,0	/ 3,0
Sol minéral	•	1,0	1,2	1,2	1,4	13	0,0	/ 3,0
Sol organique	•	•	1,5	1,5	1,1	6	0,0	/ 3,0
ÉGION EASTMAIN					•			
RIVIÈRES NATURELLES								
Sol minéral	• .	2.0	•	2,0	0,0	2		2,0
ÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT		1,7		1,7	0,7	29	0,0	/ 3,0
LACS NATURELS		2,0		2,0	8,0	7	1,0	/ 3,0
Sol minéral	•	2,3	•	2,3	0,6	3	2,0	/ 3,0
Sol organique		1,8	•	1,8	1,0	4	1,0	/ 3,0
RIVIÈRES NATURELLES		1,5		1,5	8,0	23	0,0	/ 3,0
Sol minéral	-	1,5	-	1,6	1,0	9	0,0	/ 3,0
Sol organique	•	1,5	-	1,5	0,7	14	0,0	/ 2,0
oo. o.gqo								

ANNEXE 4.2.5.1

FRÉQUENCE RELATIVE¹ DES STRUCTURES ANATOMIQUES UTILISÉES POUR L'IDENTIFICATION DES PROIES DU BALBUZARD SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

		Grand Brochet	Meuniers <sup>2</sup> (2 spp.)	Doré jaune	Corégones² (2 spp.)	Poissons³ sp.	Total
Structures (nombre de pièces)	n =	108 (64%)	28 (17%)	13 (8%)	14 (8%)	5 (3%)	168 (100%)
Dentaires (101)		0,76	•,	0,54	•	-	0,53
Écailles (63)		0,18	0,61	0,31	1,00	0,20	0,33
Opercules (36)		0,18	0,21	0,23	•	0,40	0,18
Opercules		0,09	0,14	0,15	•	0,40	0,11
Pré-opercules		0,06	0,07	0,08	•	•	0,05
Sous-opercules		0,01	•	. •	•	-	0,01
Cleithrum (17)	•	0,13	•	•	•		0,08
Spécimen entier (5)		0,02	0,18	0,08	0,07		0,06
Rayons de nageoires (7)		0,01	0,14	• <del>-</del>	0,07		0,04
Vertèbres (4)		0,01	0,04	•	•	0,40	0,02

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> La somme est différente de 1 puisque, pour un individu donné, plusieurs pièces ont pu servir à l'identification.

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup> Étant donné le nombre élevé d'individus identifiés au genre seulement, nous avons regroupé les données relatives aux espèces appartenant à ces genres.

Dans la plupart des cas, il s'agit de poissons dont les pièces anatomiques trouvées n'étaient pas suffisantes ou adéquates pour permettre une identification jusqu'au genre.

TAILLE MOYENNE¹ (mm) DES ESPÈCES DE POISSONS TROUVÉS DANS OU PRÈS DES NIDS DE BALBUZARD SELON LES STATIONS VISITÉES SUR LES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

**ANNEXE 4.2.5.2** 

RÉGION / STATION	Grand brochet	Doré jaune	Meuniers <sup>2</sup>	Corégones <sup>3</sup>
RÉGION GRANDE-BALEINE				
LACS NATURELS	-		400,0	-
RIVIÈRES NATURELLES	477,0	•	•	-
RÉGION LA GRANDE				
- MILIEUX AMÉNAGÉS -				
EM - Opinaca	612,0	-	373,0	-
EM - Lac noyé	375,8	433,0	-	•
EM - Low	509,2	-	n.đ.	<b>-</b> ·
EM - Amont	431,3	-	-	170,0
LG2 - Amont	563,0	350,0	250,0	420,0
LG2 - Anistiniwatiyayach	521,0	425,0	n.d.	-
LG2 - Kanaaupscow	434,9	-	361,5	426,3
LG2 - Toto	387,8	373,0	310,0	453,5
LG2-LG3 - Aval	388,0	-	304,0	-
LG3 - Roy	463,3	-	•	-
LG4 - Lanouette	578,0	-	-	-
SK - Ladouceur	422,0	372,0	-	433,5
SKB - Côté	532,3	372,0	•	<del>-</del>
- MILIEUX "NATURELS" -				
LACS NATURELS	419,3	355,5	368,3	-
RIVIÈRES NATURELLES	406,7	252,0	310,8	302,7
RÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT		•		
LACS NATURELS	425,0	•	342,0	•
RIVIÈRES NATURELLES	408,0	-	355,0	455,0
TOTAL	455,1	362,3	342,8	390,1

Estimée à partir des pièces de poissons (annexe 4.2.5.1)

Il s'agit du Meunier noir et du Meunier rouge

Il s'agit du Medifier noir et du Medifier rouge
 Il s'agit du Grand Corégone et du Cisco de lac

<sup>\*</sup> Poisson sp. exclus des calculs.

ANNEXE 4.3.2

JS DE MERCURE TOTAL (mg/kg) DANS LES PLUMES D'ADULTE (poi

#### RÉSIDUS DE MERCURE TOTAL (mg/kg) DANS LES PLUMES D'ADULTE (poids sec) ET DANS LES OEUFS FRAIS (poids frais) DE BALBUZARD DES TERRITOIRES DE LA BAIE-JAMES ET DE LA BAIE-D'HUDSON (1989-1991)

		PLUME	S D'A	DULTE				OEUF	S	
STATION	×	8	n	Éte	endue	x	8	n	Éte	ndue
RÉGION GRANDE-BALEINE	17,6	18,2	10	3,1	/ 68,0	0,18	0,12	15	0,06	/ 0,25
LACS NATURELS Sol minéral	22,0	22,6	6	11,0	/ 68,0	0,14	0,06	10	0,06	/ 0,2
RIVIÈRES NATURELLES Sol minéral	11,7	8.6	3	3,1	/ 20.2	0,21	0,11	4	0,12	103
UTTORAL	8,8	•	1		8,8	0,51	0,11	1	0,12	/ 0,31 0,5
RÉGION LA GRANDE	45,9	47,8	43	1,2	/ 193,0	0,21	0,11	20	0,10	/ 0,5
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	58,1	51,3	31	5,3	/ 193,0	0,22	0,11	18	0,10	/ 0,5
RÉSERVOIR OPINACA	62,2	60,0	7	6.3	/ 168,0	0,28	0.19	4	0,12	/ 0.5
EM - Opinaca	31,0	•	1		31,0			•		1.
EM - Lac Noyé	57,9	• .	1		57,9	0,32	0,21	3	0,12	/ 0,5
EM - Low	71,6	81,2	3	6,3	/ 168,0	0,14	•	1		0,1
EM - Amont	48,0	•	1		48,0	-	•	•	•	1.
RÉSERVOIR LG2	56,9	48,3	18	5,3	/ 193,0	0,20	80,0	7	0,10	/ 0,3
LG2 - Amont	60,1	16,7	5	38,7	/ 84,1	-	•	-	-	1-
LG2 - Anistiniwatiyayach	70,0	•	1		70,0		•	•	•	1-
LG2 - Kanaaupscow	32,7	32,1	7	5,3	/ 93,2	0,13	•	2	0,10	/ 0,1
LG2 - Toto LG2-LG3 - Avai	124,0	79,5	3	37,0	/ 193,0	0,23		1	0.46	0,2
	27,4		2	17,7	/ 37,0	0,24	80,0	•	0,16	/ 0,3
RÉSERVOIR LG3										
LG3 - Roy	50,0	113,1	4	10,0	/ 170,0	0,23	•	1		0,2
RÉSERVOIR LG4 LG4 - Lanouette	24,2		2	8,4	/ 40,0	0,15	0,03	3	0,13	/ 0,1
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	56,0		2	54.0	/ 58.0	0,23	0.11	3	0.10	/ 0.3
SK - Ladouceur	56.0		2	54,0	/ 58,0	0,28		1	0,10	0,2
SK - Sakami	-	•			1 -	0,10		1		0,1
SKB - Côté	•		•	-	1 -	0,30	₽.	1	-	0,3
MILIEUX "NATURELS" -	14,3	6,6	12	1,2	/ 25,0	0,12	-	2	0,11	/0,1
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ  LG - De Pontois	8,8		1		8,8	-	-		-	1-
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	17,0	_	2	12,0	/ 22.0	0,12		2	0,11	/ 0,1
EO - Eastmain	12.0		1	12,0	12.0	0,12		2	0,11	/ 0,1
EO - Opinaca	22,0	-	1		22,0	-,		-	•	1.
LACS NATURELS	13.8	7,2	8	1,2	/ 25.0	_				-
Sol minéral	13,2	8.3	6	1,2	/ 25,0	-	:		:	1 - 1 -
Sol organique	15,5	•	2	13,0	/ 18,0	•		-		1-
RIVIÈRES NATURELLES									•	
Sol organique	19,0	•	1		19,0		-	٠-	-	1-
RÉGION EASTMAIN				*			•			
RIVIÈRES NATURELLES										
Sol minéral	5,7	•	1		5,7	. 0,19	0,08	3	0,12	/ 0,2
RÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	20,6	12,9	6	7,5	/ 38,3	0,20	0,09	13	80,0	/ 0,3
LACS NATURELS	20,0	13,3	4	7,5	/ 38,3	0,15	0.06	5	80,0	/ 0,2
Sol minéral	13,7	•	1	-,-	13,7	0,15	•	1	٠,٥٠	0,1
Sol organique	22,1	15,5	3	7,5	38,3	0,15	0,07	4	80,0	/ 0,2
RIVIÈRES NATURELLES	22.0	:	2	9,7	/ 34,2	0,24	0,07	16	0,02	/ 0,2
Sol mineral	9,7		1	-,•	9,7	0,15	0,05	3	0,12	10,2
Sol organique	34,2		1		34,2	0,31	0,05	4	0,27	/ 0,3
LITTORAL					1 -	0,13	•	1	-	0,1

## **ANNEXE 4.3.4.1**

## RÉSIDUS DE MERCURE TOTAL (mg/kg; poids frais) DANS LE SANG DE JEUNES BALBUZARDS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

•	1989	1990	1991			TOTA	L_	
STATION	x	¥	x	x	8	n	Éte	ndue
					•			-
RÉGION GRANDE-BALEINE	0,41	•	•	0,41	0,33	17	0,07	/ 1,2
LACS NATURELS								
Sol minéral	0,49	•	•	0,49	0,39	11	0,07	/ 1,2
RIVIÈRES NATURELLES			•					
Sol minéral	0,27		-	0,27	0,05	6	0,22	10,3
RÉGION LA GRANDE	2,49	1,75	1,36	1,50	1,06	108	0,14	/ 5,5
MILIEUX AMÉNAGÉS -	2,49	1,36	1,96	1,94	0,91	79	0,51	/ 5,
RÉSERVOIR OPINACA	2,33	1,75	2,21	2,01	0,64	23	1,2	142
EM - Opinaca	•	1,52	1,95	1,78	0,26	5	1,35	/ 1,5
EM - Lac Noye	-	1,93	1,88	1,92	0,58	5	1,34	12,
EM - Low	2,33	1,68	2,85	2,20	0,89	8	1,23	142
EM - Amont	-	. •	1,87	1,87	0,50	4	1,20	/ 2,
RÉSERVOIR LG2	2,65	2,07	1,91	1,99	1,06	39	0,59	/ 5,
LG2 - Amont	•	2,71	2,53	2,60	0,94	10	1,17	14
LG2 - Anistiniwatiyayach	•	2,05	•	2,05	0,49	5	1,54	/2.
LG2 - Kanaaupscow	_	1,65	1,01	1,17	0,44	16	0,59	123
LG2 - Toto	2,65	-	3,62	3,38	1,43	4	2,43	/ 5,
LG2-LG3 - Aval	-	1,70	2,83	2,27	0,79	4	1,22	/ 3,0
RÉSERVOIR LG3								
LG3 - Roy	-	2,23	2,29	2,26	0,14	4	2,10	/ 2,
RÉSERVOIR LG4								
LG4 - Lanouette	-	0,51	0,60	0,57	0,05	3	0,51	10.0
ÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI		1,17	2,11	1,92	0,83	10	1,13	/ 3,5
SK - Ladouceur	•	1,17	1,47	1,35	0,19	5	1,13	/ 1,0
SKB - Côté	• ,		2,49	2,49	0,85	5	1,36	/ 3,
MILIEUX "NATURELS" -	· <u>-</u>	0,61	0,30	0,33	0,16	29	0,14	/ 0,8
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ							•	
LG - De Pontois	-	:	0,19	0,19	0,02	- 3	0,17	/0,2
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT		0.61		0.54	0.00	•		
EO - Eastmain	-	0,61 0,74	0,40	0,51	0,20	6	0,31	10,8
EO - Opinaca	-	0,74	0,40	0,74		2	0,65	/ 0,8
•	•	0,33	0,40	0,39	80,0	4	0,31	/ 0,4
RIVIÈRES NATURELLES Sol organique			0,25	0,25	0.12	3	0.14	/0,2
LACS NATURELS			·		•		0,14	
Sol minéral	•	-	0,31	0,31	0,12	17	0,14	/ 0,5
Sol organique	•	•	0,28 0,46	0,28 0,46	0,10 0,10	14	0,14 0,36	/ 0,5 / 0,5
RÉGION EASTMAIN							-,,-	•
RIVIÈRES NATURELLES								
Sol minéral	•	0,76	•	0,76	-	2	0,47	/ 1,0
ÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	• .	0,41		0,41	0,19	13	0,14	/0,
LACS NATURELS		0,33	-	0,33	0,17	5	0,14	/ 0,5
Sot minéral		0,14		0,14	•	1		0,1
Sol organique	-	0,38	•	0,38	0,13		0,23	/ 0,5
RIVIÈRES NATURELLES		0,46		0,46	0,19	8	0,27	10,8
Sot mineral	•	0,47		0,47	0,29	3	0,29	/ 0,8
Sol organique	_	0,45		0,45	0,14	5	0,27	/ 0,6

# **ANNEXE 4.3.4.2**

## RÉSIDUS DE MERCURE TOTAL (mg/kg; poids sec) DANS DES PLUMES DE JEUNES BALBUZARDS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, DE 1989 À 1991

	1989	1990	1991		٦	TOTA	L	
STATION	x	¥	x	Ţ.	8	n	Éte	endue
RÉGION GRANDE-BALEINE	5,2			5,2	0.7	17		
	5,2	•	•	3,2	2,7	17	2,9	/ 11,2
LACS NATURELS Sol minéral	E 0			50				
	5,9	•	•	5,9	3,1	11	3,4	/ 11,2
RIVIÈRES NATURELLES								
Sol mineral	3,8	•	•	3,8	1,0	6	2,9	/ 5,3
RÉGION LA GRANDE	74,5	36,1	24,2	28,8	22,2	108	2,1	/ 101,0
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	74,6	38,5	35,0	37,3	20,1	79	5,5	/ 101,0
RÉSERVOIR OPINACA	71,7	45,3	34,6	40.9	15.0	21	13,0	/ 71,7
EM - Opinaca	•	44,3	44,0	44,1	11,2	5	31,2	/ 57,3
EM - Lac Noyé	•	42,9	45,0	43,4	12,5	4	31,7	/ 60,3
EM - Low	71,7	47,6	41,0	48,1	13,3	8	32,8	/ 71,7
EM - Amont	•	•	20,3	20,3	5,0	4	13,0	/ 24,0
RÉSERVOIR LG2	77,4	37,2	35.8	37,4	18.7	41	5,5	1 77,4
LG2 - Amont	•	51,8	50,3	50,9	10.9	10	29,5	/ 63.2
LG2 - Anistiniwatiyayach		42.3	-	42,3	3.8	5	37.6	/ 47,6
LG2 - Kanaaupscow		29,4	18,6	21,3	9.1	16	5.5	/ 34.0
LG2 - Toto	77,4	•	69,0	71,1	7,2	4	63,0	1 77,4
LG2- LG3 - Avai	•	24,3	46,0	31,5	11,8	6	18,4	/ 48,0
RÉSERVOIR LG3								
LG3 - Roy		57,5	97,0	83,8	23.2	4	57,5	/ 101,0
RÉSERVOIR LG4		4.,5		,-		•	٠, ٢٥	,,
LG4 - Lanouette	•	10.2	11.0	40.0		•	40.0	
_	•	10,3	11,0	10,8	0,4	3	10,3	/ 11,0
DÉTOURNEMENT BOYD-SAKAMI	•	23,4	23,5	23,5	8,6	10	6,0	/ 36,0
SK - Ladouceur	•	23,4	13,3	17,4	7,3	- 5	6,0	/ 23,4
SKB - Côté	•	•	29,6	29,6	4,3	5	26,0	/ 36,0
- MILIEUX "NATURELS" -	-	12,5	5,2	5,9	3,2	29	2,1	/ 17,5
RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ								
LG - De Pontois	•	•	3,9	5,9	0,5	3	5,3	/ 6,2
RIVIÈRES À DÉBIT RÉDUIT	•	12,5	4,4	8,4	6,1	6	4,1	/ 17,5
EO - Eastmain	•	16,2	-	16,2	•	2	14,8	/ 17,5
EO - Opinaca	•	5,1	4,4	. 4,6	0,5	4	4,1	/ 5,1
LACS NATURELS	-	-	5,3	5,3	1,8	17	2.1	/ 8,6
Sol minéral		-	4,7	4,7	1,4	14	2,1	/ 8.4
Sol organique			7,9	7,9	0.7	3	7,2	/ 8.6
RIVIÈRES NATURELLES							•	•
Sol organique		•	4,5	4,5	0,2	3	4,2	/ 4,6
RÉGION EASTMAIN			*					
RIVIÈRES								
Sol mineral						_		
SOI TIMIETEL	•	6,7	•	6,7	•	2	6,4	/ 6,9
RÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	•	11,0	-	11,0	5,5	15	4,3	/ 26,5
LACS NATURELS	•	9,9		9,9	4,5	6	4.3	/ 15,2
Sol minéral	•	4,3	•	4,3	4,5	1	4,3	/ 15,2
Sol organique		11,1		11,1	4,0	5	6,0	/ 4,3
RIVIÈRES NATURELLES				•	•	-		•
Soi minéral	.•	11,8	•	11,8	6,1	-9	5,9	/ 26,5
Sol organique	•	12,8 11,3	-	12,8	11,8	3	5,9	/ 26,5
	•	11,3	•	11,3	1,8	6	8,6	/ 14,1
LITTORAL	-	•	•	•	•	•	. •	1 -

ANNEXE 4.3.4.3

RÉSIDUS DE MERCURE TOTAL (mg/kg; poids frais) DANS CERTAINS TISSUS INTERNES
DE JEUNES BALBUZARDS DES TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON, 1989 À 1991

			Fole					Reins	3	~~~~			Muscl	es			(	Cerve	Au	
STATION	X	8	N	Éten	due	<u> </u>	8_	n	Éte	ndue	<u>x</u> _	8	n	Éte	ndue	X.	. 8	n	Éte	endue
RÉGION GRANDE-BALEINE	0,51	0,05	3	0,47	/ 0,56	0,69	o,07	•3	0,61	/ 0,75	0,27	0,02	3	0,25	/ 0,29	0,20	0,04	3	0,17	/ 0,24
Sol mineral RIVIERES NATURELLES	0,54	-	2	0,51	/ 0,56	0,74	•	2	0,72	/ 0,75	0,27	•	2	0,25	/ 0,29	0,19	•	2	0,17	/ 0,20
Sol mineral	0,47	•	1		0,47	0,61	-	, <b>t</b> ,		0,61	0,27	•	,1		0,27	0,24	•	1		0,24
RÉGION LA GRANDE	3,20	2,29	15	0,37	/ 8,54	4,94	3,22	- 14	0,51	/ 11,82	1,57	1,14	14	0,18	/ 3,93	0,89	0,63	15	0,12	. / 1,89
- MILIEUX AMÉNAGÉS -	3,61	2,16	13	0,97	/ 8,54	5,28	3,08	13	1,35	/ 11,82	1,79	1,07	13	0,45	/ 3,93	1,01	0,59	13		/ 1,89
RÉSERVOIR OPINACA	4,38	1,66	4	2,38	/ 5,88	6,55	1,47	4	4,49	/ 7,69	2,39	0,94	4	1,31	/ 3,56	1,26	0,48	4	0,69	/ 1,81
EM - Lac Noyé	3,66	•	1		3,66	6,47	•	1.		6,47	2,10	•	1		2,10	1,10	•	1		1,10
EM - Low	5,74	•	2	5,59	/ 5,88	7,61	•	2	7,53	7,69	3,08	•	2	2,60	/ 3,56	1,63	•	2	1,45	
EM - Amont	2,38	•	1		2,38	4,49	•	1		4,49	1,31	•	•		1,31	0,69		1		0,69
RÉSERVOIR LG2	4,12	2,99	4	2,01	/ 8,54	5,76	4,25	4	1,86	/ 5,76	1,94	1,35	4	1,03	/ 3,93	1,10	0,56	4	0,65	. / 1,88
LG2 - Amont	3,20	-	1		3,20	4,68	-	1		4,68	1,22	•	1		1,22	1,15	•	1		1,15
LG2 - Kanaaupscow	2,01	. •	1		2,01	1,86	•	1		1,86	1,03 3,93	•	1		1,03 3,93	0,65 1,88	•	1		1,8
LG2 - Toto LG2-LG3 - Aval	8,54 2,71	•	1		8,54 2,71	11,82 4,68	:	1		11,82 4,68	1,56	•	1		3,93 1,56	0,73	•	i		0,73
RÉSERVOIR LG3	2,71		•		_,, ,	-,55		•		4,00	1,00		•		.,00	4,		•		٠,
LG3 - Roy	5,19	•	1		5,19	8,73	-	1		8,73	2,27		1		2,27	1,89	•	1		1,89
RÉSERVOIR LG4 LG4 - Lanouette	0,98		2	0,97	/ 0,99	1,57	-	2	1,35	/ 1,78	0,48	•	2	0,45	/ 0,50	0,26		2	0,26	/ 0,31
LACS À DÉBIT AUGMENTÉ	2,93		2	2,43	/ 3,42	3,80		2	2.85	1 4.75	1,32		2	1,22	/ 1,42	0.62	_	2	0.58	1 0.68
SK - Ladouceur	2,43	-	1	_,	2,43	2,85		1	-,	2,85	1,28		1	••	1,28	0,56		1		0,5
SKB - Côté	3,42	•	1		3,42	4,74	•	1		4,74	1,42	•	1		1,42	0,68	•	1		0,68
- MILIEUX "NATURELS" - RIVIÈRES À DÉBIT AUGMENTÉ	0,48	•	2	0,37	/ 0,58	0,51	•	1.		0,51	0,20	•	2	0,18	/ 0,21	0,12	-	2		0,12
LG - De Pontois	0,37	•	1		0,37	•	•	•	•	1 -	0,18	-	1		0,18	0,12	•	1		0,12
RIVIÈRES NATURELLES Sol organique	0,58		1		0,58	0,51		1		0,51	0,21	•	1		0,21	0,12		1		0,12
RÉGION EASTMAIN			•								*									
RIVIÈRES NATURELLES																-				
Sol minéral	1,34	-	1		1,34	2,06	. •	1		2,06	0,71	•	1		0,71	0,40		1		0,44
RÉGION NOTTAWAY-BROADBACK-RUPERT	0,83	0,40	4	0,24	/ 1,15	0,89	0,40	4	0,37	/ 1,26	0,41	0,20	4	0,12	/ 0,54	0,25	0,13	44	80,0	/ 0,38
LACS NATURELS	0,61	-	2	0,24	/ 0,97	0,82		2	0,37	/ 1,26	0,33	•	2	0,12	/ 0,53	0,23		2	80,0	/ 0,38
Sol minéral	0,24	-	1		0,24	0,37	-	1		0,37	0,12	:	1.		0,12	80,0	•	1		0,08
Sol organique	0,97	-	1		0,97	1,26	•	1		1,26	0,53	•	1		0,53	0,38	-	1		0,38
RIVIÈRES NATURELLES Sol organique	1.06		2	0.96	/ 1,15	0,96	_	2	0,80	/ 1.12	0.49		2	0.44	/ 0.54	0,27		2	0,24	/ 0,30

**ANNEXE 4.4.2.1** 

#### RÉSIDUS (µg/kg; poids frais) DE PESTICIDES ORGANOCHLORÉS ET DE BPC DANS LES OEUFS ET CERTAINS TISSUS DE JEUNES BALBUZARDS AU QUÉBEC DE 1989 À 1991

			Σ DOT1			Σ	CHLORDAN	Œ²		ΣCH	LOROBENZ	ÉNE°			Σ MIREX		Σ HEX	CACHL	OROCYC	LOHEXANE <sup>6</sup>
	Ī		n (Pool)	Étendue	ī	\$	n (Pool)	Étendue	ī	8	n (Pool)	Étendue	Ī	8	n (Pool)	Étendue	ī	8	n (Pool)	Étendue
OEUFS FRAIS																				
TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON	2017,5	2524,0	20(39)	164,7 / 12020,0	71,0	43,1	20(39)	25,3 / 206,2	5,2	6,7	20(39)	1,5 / 33,1	43,8	85,8	20(39)	2,7 / 391,2	1,3	2,1	20(39)	0,5 / 10,1
Région Grande-Baleine	8,808	437,5	5(12)	164,7 / 1253,7	40,0	13,9	5(12)	25,3 / 58,1	3,4	1,2	5(12)	1,8 / 4,8	10,3	9,9	5(12)	2,7   27,5	0,7	0,5	5(12)	0,5 / 1,5
Région La Grande	2755,5	3373,3	10(19)	467,4 / 12020,0	85,2	53,7	10(19)	30,7 / 206,2	3,7	1,5	10(19)	1,5 / 6,1	38,1	31,8	10(19)	6,5 / 103,7	2,0	2,9	10(19)	0,5 / 10,1
Région Nottaway-Broadback-Rupert	1750,3	1090,4	5 (8)	605,1 / 3444,7	73,6	20,9	5(8)	44,2 / 96,1	9,7	13,1	5(8)	3,2 / 33,1	88,7	169,1	5(8)	8,8 / 391,2	0,5	0	5(8)	0,5
QUÉBEC MÉRIDIONAL	2658,0	3392,7	6 (7)	361,4 / 9100,3	100,0	55,0	. 6(7)	36,1 / 191,7	44,9	93,5	6(7)	4,3 / 235,7	27,2	19,4	6(7)	11,4 / 60,0	0,5	0,0	6(7)	0,5
FOIE DE JEUNES																		•		
TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON	18,0	37,6	23	3,1 / 178,8	6,2	4,4	23	1,4 / 19,0	1,6	0,6	23	0,4 / 2,5	0,6	0,6	23	0,2 / 0,4	0,4	0,6	23	0,0 / 1,5
Région Grande-Baleine	5,4	1,6	3	3,6 / 6,6	3,8	0,9	3	2,9 / 4,6	0,9	0,3	. 3	0,6 / 1,2	1,0	0,0	3	1,0	1,5	0,0	3	1,5
Région La Grande	8,5	5,5	15	3,1 / 23,4	5,5	4,2	16	1,4 / 19,0	1,7	0,6	16	0,2 / 2,5	0,3	0,3	16	0,2 / 1,0	0,4	0,5	16	0,0 / 1,5
Région Nottaway-Broadback-Rupert	65,6	81,0	4	. 5,2 / 178,8	10,6	4,6	4	6,9 / 16,7	1,9	0,5	4	1,3 / 2,5	1,5	0,9	4	0,3 / 2,4	0,0	0,0	4	0,0
QUÉBEC MÉRIDIONAL	27,7	17,1	5	10,2 / 50,5	9,7	1,6	5	7,5 / 11,7	1,4	0,5	5	0,7 / 2,1	0,4	0,3	5	0,3 / 1,0	0,3	8,0	5	0,0 / 1,5
SANG DE JEUNES						•								w.		-				•
TERRITOIRES DE LA BAIE JAMES ET DE LA BAIE D'HUDSON	2,7	1,6	7(56)	1,5 / 5,6	2,0	1,6	7(56)	0,0 / 4,0	0,2	0,1	7(56)	0,0 / 0,3	0,5	0,5	7(56)	0,0 / 1,0	0,6	0,8	7(56)	0,0 / 1,5
Région Grande-Baleine	1,7	0,2	3(10)	1,5 / 1,9	3,7	0,3	3(10)	3,5 / 4,0	0,1	0,2	3(10)	0,0 / 0,3	1,0	0,0	3(10)	1,0	1,5	0,0	3(10)	1,5
Région La Grande	1,7	-	2(25)	1,7	0,3	·	2(25)	0,0 / 0,6	0,3	·	2(25)	0,2 / 0,3	0,0		2(25)	0,0	0,0		2(25)	0,0
Région Nottaway-Broadback-Rupert	5,0		2(21)	4,4 / 5,6	1,1		2(21)	0,9 / 1,1	0,2		2(21)	0,2	0,1		2(21)	0,0 / 0,2	0,0		2(21)	0,0
QUÉBEC MÉRIDIONAL	12,7		1(4)	12,7	4,3		1(4)	4,3	0,4		1(4)	0,3	1,0		1(1)	1,0	0,3		1(1)	0,3

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup>  $\Sigma$  DDT = p,p'-DDT + p,p'-DDD + p,p'-DDE

<sup>&</sup>lt;sup>2</sup>  $\Sigma$  Chlordane = trans-chlordane + cis-chlordane + oxychlordane + trans-nonachlore + cis-nonachlore

<sup>&</sup>lt;sup>3</sup> Σ Chlorobenzène = 1,2,3,4 et 1,2,4,5-tétrachlorobenzène + pentachlorobenzène + hexachlorobenzène

<sup>&</sup>lt;sup>4</sup> Σ Mirex = mirex + photo-mirex

<sup>&</sup>lt;sup>5</sup> Σ Hexachlorocyclohexane = α-HCH + β-HCH + γ-HCH

ANNEXE 4.4.2.2

CONCENTRATION (ng/kg; poids frais) DE DIOXINES ET DE FURANNES
DANS LES OEUFS ET LE FOIE
DE JEUNES BALBUZARDS AU QUÉBEC EN 1990

STATION	LAC CARIBOU	ÉTANG SLATER	LAC CARIBOU	LAC QUÉVILLON	RÉSERVOIR LG2	
LATITUDE/LONGITUDE	4656-7249	4605-7130	4656-7249	4906-7655	5343-7624	
Tissu Pool	Oeuf 2	Fole 1	Fole 1	Fole 1	Foie 3	Limite de détection
2,3,7,8 - TCDD	38	Nd	. 15	(2)	Nd	2
1,2,3,7,8 - PnCDD	5	Nd	3	· Nd	Nd	. 3
,2,3,6,7,8 - HxCDD	20	Nd	6	Nd	Nd	4
,2,3,7,8,9 - HxCDD	(1)	Nd	Nd	Nd	Nd	4
1,2,3,4,6,7,8 - HpCDD	Nd	Nd	Nd	Nd	Nd	8
OCDD	(7)	Nd .	Nd	Nd	Nd	10
2,3,7,8 - TCDF	9	Nd	93	(2)	Nd	. 2
2,3,4,7,8 - TCDF	2	Nd	4	Nd	Nd	3

Nd = non détecté

<sup>() =</sup> trace