

2m11.2572.3

Université de Montréal

Concentrations de cadmium, plomb, mercure et césium¹³⁷ dans les tissus de caribous
(*Rangifer tarandus*) abattus dans le territoire du Nouveau-Québec.

par

Sophie Robillard
Département de sciences vétérinaires
Faculté de médecine vétérinaire

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures en vue de l'obtention du grade de Maître
en Science vétérinaire (M.Sc.)
option épidémiologie

Juillet 1997
©Sophie Robillard, 1997



E. 5525-11m
SF
607
U54
1998
V.002

1998-1999

1998-1999

1998-1999

1998-1999



1998-1999

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé:

Concentrations de cadmium, plomb, mercure et césium¹³⁷ dans les tissus de caribous
(*Rangifer tarandus*) abattus dans le territoire du Nouveau-Québec.

présenté par:

Sophie Robillard

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes:

Dre Martine Boulianne,	Président rapporteur
Dre Denise Bélanger,	Directeur de recherche
Dr Armand Tremblay,	Membre du jury

Mémoire
~~Thèse~~ acceptée le: 12.12.1997

Sommaire

L'objectif principal de la présente étude est d'évaluer la teneur en métaux lourds (cadmium, plomb et mercure) et en césium¹³⁷ des tissus de caribous provenant du Nouveau-Québec et ce, en fonction de l'âge, du sexe, du poids et du groupe d'origine des caribous. Les concentrations de cadmium, plomb, mercure et césium¹³⁷ furent mesurées dans les muscles, reins et foies de 305 caribous provenant de quatre secteurs du Nouveau-Québec. Les animaux furent divisés en deux groupes: le troupeau de la rivière aux Feuilles (regroupant les animaux abattus à Umiujjaq, Quaqlaq et Kangiqsualujjuaq) et celui de la région de Kangiqsualujjuaq (regroupant les animaux dans ce secteur, qui appartiennent, soit au troupeau de la rivière George, soit au troupeau des montagnes Torngat). Selon le sexe, l'âge et le groupe d'origine, les concentrations de cadmium (poids humide) dans les tissus ont varié entre 0,008 et 0,022 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le muscle squelettique, 2,3 et 14,533 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les reins et 0,82 et 1,57 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le foie. Les concentrations de plomb (poids humide) ont varié entre 0,028 et 0,157 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le muscle, 0,185 et 0,284 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans les reins et 0,836 et 1,191 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ dans le foie. Les concentrations de mercure (poids humide) dans le muscle ont varié entre 0,018 et 0,024 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. Nous avons détecté une activité de césium¹³⁷ de 97,5 et 92,1 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (poids humide) respectivement chez ceux-du groupe de la rivière aux Feuilles et chez les caribous du groupe de la région de Kangiqsualujjuaq. Aucune différence statistiquement significative de l'activité du césium¹³⁷ fut observée entre les deux groupes. En général, nous avons observé que les animaux du troupeau de la rivière aux Feuilles présentaient des concentrations de métaux lourds significativement supérieures à ceux de la région de Kangiqsualujjuaq. De plus, les femelles semblaient présenter des concentrations de cadmium et de plomb dans les muscles supérieures aux mâles. Les taux de cadmium dans les reins et le foie augmentaient avec l'âge. En utilisant les seuils de tolérance

pour la consommation humaine fixés par Agriculture et Agroalimentaire Canada, des concentrations inacceptables de cadmium furent trouvés dans tous les échantillons de reins et dans plus de la moitié des échantillons de foie. Les concentrations de plomb dans les reins n'ont jamais dépassé le seuil de tolérance tandis que cinq pourcents des foies étaient impropres à la consommation. L'activité du césium¹³⁷ dans les muscles ont fortement diminué depuis les dernières années et ne présentent aucun danger pour la consommation humaine.

Table des matières

COMPOSITION DU JURY D'ÉVALUATION	II
SOMMAIRE	III
TABLE DES MATIÈRES	V
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES FIGURES	IX
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	X
DÉDICACE.....	Erreur! Signet non défini.
REMERCIEMENTS	XII
I.REVUE DE LITTÉRATURE.....	1
1. INTRODUCTION	2
1.1 ÉCOLOGIE DU CARIBOU	3
1.2 ALIMENTATION DU CARIBOU	5
2. LES MÉTAUX LOURDS (CADMIUM, PLOMB, MERCURE).....	6
2.1 LE CADMIUM.....	6
2.1.1 <i>Le cadmium dans les plantes</i>	6
2.1.2 <i>Le métabolisme du cadmium</i>	8
2.1.3 <i>Toxicité et concentrations connues</i>	9
2.2 LE PLOMB	10
2.2.1 <i>Le plomb dans les plantes</i>	11
2.2.2 <i>Le métabolisme du plomb</i>	11
2.2.3 <i>Toxicité et concentrations connues</i>	13
2.3 LE MERCURE	15
2.3.1 <i>Le mercure dans les plantes</i>	16
2.3.2 <i>Le métabolisme du mercure</i>	16
2.3.3 <i>Toxicité et concentrations connues</i>	17
3. RADIOÉLÉMENT	18
3.1 LE CÉSIUM ¹³⁷	18
3.1.1 <i>Le césium¹³⁷ dans les plantes</i>	19
3.1.2 <i>Le métabolisme du césium¹³⁷</i>	20
3.1.3 <i>Toxicité et concentrations connues</i>	21

II. MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	30
1. COLLECTE DES ÉCHANTILLONS.....	31
2. IDENTIFICATION DE L'ÂGE DES INDIVIDUS	32
III. ARTICLE	34
LEVELS OF HEAVY METALS AND RADIOCESIUM IN HUNTED CARIBOU (<i>RANGIFER TARANDUS</i>) TISSUES FROM NORTHERN QUEBEC	35
INTRODUCTION.....	36
MATERIAL AND METHOD	39
RESULTS.....	42
DISCUSSION.....	44
CONCLUSION.....	48
REFERENCES.....	54
IV.DISCUSSION ET CONCLUSION.....	59
1. CONTEXTE DE L'ÉTUDE	60
2. COMPARAISONS AVEC D'AUTRES TROUPEAUX DE GRANDS CERVIDÉS	61
3. DIFFÉRENCE ENTRE LES GROUPES.....	64
4. DIFFÉRENCE ENTRE LES SEXES	66
5. CINÉTIQUE GÉNÉRALE DES MÉTAUX DANS L'ORGANISME.....	69
6. CONCLUSION.....	71
BIBLIOGRAPHIE	84

Liste des tableaux

I. Revue de littérature

TABLEAU 1: CONCENTRATIONS MINIMALES ET MAXIMALES DE CADMIUM, PLOMB, MERCURE (MG/G) ET DE CÉSIUM-137 (BQ/KG) MESURÉES DANS DU LICHEN TERRESTRE SÉCHÉ PROVENANT DE 5 RÉGIONS DIFFÉRENTES (D'APRÈS CRÊTE ET AL., 1992).....	24
TABLEAU 2: CONCENTRATIONS HÉPATIQUES ET RÉNALES (MG/KG DE POIDS SEC) ($\times \pm$ ERREUR-TYPE) DE CADMIUM RETROUVÉES CHEZ LES ORIGNAUX ET LES CERFS DE VIRGINIE PROVENANT DE DIFFÉRENTES RÉGIONS (D'APRÈS CRÊTE ET AL., 1987 _B)	25
TABLEAU 3 : CONCENTRATIONS MINIMALE ET MAXIMALE DE CADMIUM (EXPRIMÉES EN MG/KG DE POIDS SEC) DANS DES FOIES OU DES REINS DE CERF DE VIRGINIE ET DE CARIBOU	26

II. Article

TABLEAU 1: DESCRIPTIVE STATISTICS OF AVERAGE CADMIUM CONCENTRATIONS (MG/G WET WEIGHT) IN CARIBOU MUSCLE, LIVER AND KIDNEY COLLECTED BETWEEN 1994-96 IN NORTHERN QUEBEC, ACCORDING TO THEIR AGE, SEX AND GROUP.	50
TABLE 2: DESCRIPTIVE STATISTICS OF AVERAGE LEAD CONCENTRATIONS (MG/G WET WEIGHT) IN CARIBOU MUSCLE, LIVER AND KIDNEY COLLECTED BETWEEN 1994-96 IN NORTHERN QUEBEC, ACCORDING TO THEIR AGE, SEX AND GROUP.	51
TABLE 3: DESCRIPTIVE STATISTICS OF AVERAGE MERCURY CONCENTRATIONS (MG/G WET WEIGHT) IN CARIBOU MUSCLE COLLECTED BETWEEN 1994-96 IN NORTHERN QUEBEC, ACCORDING TO THEIR AGE, SEX AND GROUP.	52
TABLEAU 4: DESCRIPTIVE STATISTICS OF AVERAGE 137CESIUM CONCENTRATIONS (BQ/KG WET WEIGHT) IN CARIBOU MUSCLE COLLECTED BETWEEN 1994-96 IN NORTHERN QUEBEC, ACCORDING TO THE GROUP.	53

III. Discussion

TABLEAU 1 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS MOYENNES DE CADMIUM (μ G/G POIDS HUMIDE ET SEC) DANS DES ÉCHANTILLONS DE FOIES, DE REINS ET DE MUSCLES DE CARIBOU PRÉLEVÉS ENTRE 1994 ET 1996 AU NOUVEAU-QUÉBEC ET CE, EN FONCTION DE L'ÂGE, DU SEXE ET DU GROUPE.	73
TABLEAU 2: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS MOYENNES DE PLOMB (μ G/G POIDS SEC) DANS DES ÉCHANTILLONS DE FOIES, DE REINS ET DE MUSCLES DE CARIBOU PRÉLEVÉS ENTRE 1994 ET 1996 AU NOUVEAU-QUÉBEC ET CE, EN FONCTION DE L'ÂGE, DU SEXE ET DU GROUPE.....	74
TABLEAU 3: STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS MOYENNES DE MERCURE (μ G/G POIDS HUMIDE ET SEC) DANS DES ÉCHANTILLONS DE MUSCLES DE CARIBOU PRÉLEVÉS ENTRE 1994 ET 1996 AU NOUVEAU-QUÉBEC ET CE, EN FONCTION DE L'ÂGE, DU SEXE ET DU GROUPE.....	75

TABLEAU 4 : STATISTIQUES DESCRIPTIVES DES CONCENTRATIONS MOYENNES DE CÉSURIUM ¹³⁷ (BQ/KG POIDS HUMIDE) DANS DES ÉCHANTILLONS DE MUSCLES DE CARIBOU PRÉLEVÉS ENTRE 1994 ET 1996 AU NOUVEAU-QUÉBEC ET CE, EN FONCTION DU GROUPE.	76
TABLEAU 5: CONCENTRATIONS MOYENNES DE CADMIUM (µG/G POIDS SEC) DANS LES MUSCLES SQUELETTIQUES, LES REINS ET LES FOIES DE CARIBOU PROVENANT DU TROUPEAU DE LA RIVIÈRE GEORGE PRÉLEVÉS DURANT L'HIVER 1986 EN FONCTION DE L'ÂGE ET DU SEXE (D'APRÈS CRÊTE ET AL. (B), 1989)	77
TABLEAU 6: CONCENTRATIONS MOYENNES DE CADMIUM, PLOMB ET MERCURE (µG/G POIDS HUMIDE) DANS LES MUSCLES SQUELETTIQUES, LES REINS ET LES FOIES DE RENNE PROVENANT DU SUD DE LA LAPONIE PRÉLEVÉS ENTRE 1990-91 EN FONCTION DE L'ÂGE (D'APRÈS RINTALA ET AL., 1995).....	78
TABLEAU 7: CONCENTRATIONS MOYENNES DE CADMIUM (µG/G POIDS SEC), PLOMB (µG/G POIDS SEC) ET MERCURE (µG/G POIDS HUMIDE) DANS LES MUSCLES SQUELETTIQUES, LES REINS ET LES FOIES DE 10 CARIBOUS PAR SITES PROVENANT DES TERRITOIRES DU NORD-OUEST PRÉLEVÉS EN 1991 (D'APRÈS ELKIN ET BETHKE, 1995)	79
TABLEAU 8: CONCENTRATIONS MINIMALES ET MAXIMALES DE CADMIUM (µG/G POIDS HUMIDE) DANS LES REINS ET LES FOIES DE CERF DE VIRGINIE ET D'ORIGNAL PROVENANT D'ONTARIO (D'APRÈS GLOOSCHENKO ET AL., 1988).	80
TABLEAU 9: CONCENTRATIONS MOYENNES DE CADMIUM (µG/G POIDS SEC) DANS LES REINS ET LES FOIES DE CARIBOU PROVENANT DU YUKON ET DES TERRITOIRES DU NORD-OUEST COLLECTÉS AU PRINTEMPS ENTRE 1985 ET 1990 (D'APRÈS GAMBERG ET SCHEUHAMMER, 1994).....	81
TABLEAU 10: CONCENTRATION MOYENNE (BQ/KG DE POIDS HUMIDE) DE Cs ¹³⁷ DANS LES MUSCLES DE CARIBOU COLLECTÉS AU NOUVEAU-QUÉBEC (D'APRÈS CRÊTE ET AL., 1993).....	82
TABLEAU 11: CONCENTRATION MOYENNE DE Cs ¹³⁷ (BQ/KG DE POIDS HUMIDE) DANS LES MUSCLES DE CARIBOUS PRÉLEVÉS DANS L'ARCTIQUE CANADIEN ENTRE 1992 ET 1994 (D'APRÈS MACDONALD ET AL., 1996).	83

Liste des figures

I. Introduction

- FIGURE 1: CYCLE BIOGÉCHIMIQUE DES MÉTAUX LOURDS DANS L'ENVIRONNEMENT ET VOIES D'EXPOSITION CHEZ L'HOMME (D'APRÈS JAWORSKI, 1987).27
- FIGURE 2 : CARTE DU QUÉBEC PRÉSENTANT LES TERRITOIRES DE MIGRATIONS APPROXIMATIFS OCCUPÉS PAR LES CARIBOUS DES TROUPEAUX DE LA RIVIÈRE GEORGE ET DE LA RIVIÈRE AUX FEUILLES AU NOUVEAU-QUÉBEC (ADAPTÉ À PARTIR DE COMMUNICATION PERSONNELLE; SERGE COUTURIER, BIOLOGISTE AU MINISTÈRE ENVIRONNEMENT ET FAUNE DU QUÉBEC).....28
- FIGURE 3: IMPORTANCE RELATIVE EN POURCENTAGE DU LICHEN DU NOUVEAU-QUÉBEC DANS LE RÉGIME ALIMENTAIRE DU CARIBOU EN FONCTION DE LA SAISON (D'APRÈS GAUTHIER ET AL., 1994)29
-

Liste des sigles et abréviations

- becquerel (Bq): unité d'activité radioactive du système international qui correspond à une désintégration par seconde
- Cd: cadmium
- curie(Ci): 37 gigabecquerel(Gbq) = $3,7 \times 10^{10}$ désintégrations/seconde
- Cs¹³⁷: césium¹³⁷
- Hg: mercure
- Pb: plomb
- ppm : partie par million = mg/kg = $\mu\text{g/g}$ = ng/mg
- ppb: partie par billion = $\mu\text{g/kg}$ = ng/g
- sievert (Sv): unité de mesure d'un rayon tenant compte de l'effet biologique
- yrs: année
- ww: wet weight (poids humide)

À mes parents et amis pour leur support,
à mon père pour son souvenir

Remerciements

Je tiens à remercier sincèrement les personnes et les organismes suivants:

Le Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec pour nous avoir permis de s'associer à ce projet;

Le Ministère des Affaires Indiennes et du Nord pour l'attribution d'une aide financière pour les voyages sur le terrain;

La Société Makivik pour le prélèvement de échantillons;

Ma directrice, Docteure Denise Bélanger, pour m'avoir épaulée tout au long de ce périple;

Les Docteurs Bigras-Poulin, Martineau et Tremblay pour leur disponibilité, les nombreuses corrections et leur support;

Les Docteurs Du Tremblay et Beauchamp pour le nombre de fois qu'ils m'ont sortie du pétrin lors de mes nombreux combats contre les ordinateurs;

Mes amies Annie et Geneviève pour leur présence et leur sourire.

I.Revue de littérature

1. Introduction

La contamination des caribous (*Rangifer tarandus*) du Nouveau-Québec par les métaux lourds (cadmium, plomb et mercure) et le césium¹³⁷ ne date pas d'hier. Bien que ceux-ci soient éloignés des secteurs industriels et miniers, ils n'échappent pas à la pollution de l'environnement (Crête et al., 1989). La forte contamination dans cette région semble associée aux transports particuliers par l'air des grands courants atmosphériques (Crête et al., 1989). Cette considération est d'autant plus intéressante lorsque l'on observe le cycle biogéochimique de ces contaminants (Figure 1). En plus de provenir du continent européen, on associe à la région des Grands lacs en Ontario (1000 à 2000 km de l'aire d'étude) une grosse part de l'émission de cadmium et de plomb dans l'atmosphère québécoise (Crête et al., 1992). La contamination des caribous peut constituer un risque important pour la santé de ces animaux et pour la santé des Inuit, principaux consommateurs de viande de caribou. C'est pourquoi l'objectif principal de la présente étude est d'évaluer la teneur en métaux lourds (cadmium, plomb et mercure) et en césium¹³⁷ des tissus de caribous provenant du Nouveau-Québec et ce, en fonction de l'âge, du sexe, du poids et du troupeau d'origine des caribous.

1.1 Écologie du caribou

Le caribou (*Rangifer tarandus*) fait partie de la famille des cervidés, dont l'habitat est avant tout nordique. Il a une longueur variant entre 1,5 et 2,5 mètres et un poids moyen de 175 kg. La femelle atteint sa maturité sexuelle entre 16 et 30 mois et la gestation dure près de 7 mois et demi (Beaudin, 1983). Grégaire et nomade, il effectue chaque année des migrations saisonnières influencées par l'alimentation, la mise-bas et l'enneigement. Attributs des deux sexes, le panache joue un rôle social important au sein du troupeau. Le panache du mâle croît d'avril à août et tombe au mois de novembre après la saison du rut. Celui de la femelle croît de juin à septembre et tombe vers le mois d'avril ou mai quelques temps après la mise-bas (Beaudin, 1983).

Les caribous qui font l'objet de la présente étude occupent le Nouveau-Québec. Celui-ci, d'une superficie de 1 400 000 km², s'étend sur toute la partie septentrionale du territoire québécois, entre les 49° et 63° de latitude nord. Les caribous qui occupent ce territoire utilisent au cours de l'année trois biomes différents, soit la taïga, la toundra forestière et la toundra arctique. La taïga se trouve le plus au sud. Elle se caractérise par la présence d'épinettes noires (*Picea mariana*), de pins gris (*Pinus divaricata*) et de mélèzes (*Larix laricina*). On retrouve, un peu plus au nord, la toundra forestière; celle-ci est caractérisée par la présence clairsemée d'épinettes noires et de quelques mélèzes. On observe aussi la présence d'importants tapis de lichens et de petits arbustes, tels les peuplements d'éricacées comme le *Betula glandulosa*. La toundra arctique, biome le plus au nord, se reconnaît par l'absence d'arbres et par la présence de tapis de lichens et de landes d'éricacées (Vandal et al., 1989).

Mis à part l'homme, les deux principaux prédateurs du caribou sont, par ordre d'importance, le loup (*Canis lupus*) et ensuite l'ours noir (*Ursus americanus*) (Hearn et al., 1990).

Deux grands troupeaux de caribous (le troupeau de la rivière George, le troupeau de la rivière aux Feuilles) ont été identifiés au Nouveau-Québec (Crête et al., 1987; 1990). On définit un troupeau comme une entité biologique qui possède une aire de mise-bas distincte et utilisée de façon continue année après année (Vandal et al., 1989). Le troupeau de la rivière George a connu, pendant plusieurs dizaines d'années, une croissance annuelle pouvant aller jusqu'à 10%. Depuis 1987, il semble s'être stabilisé à environ 680 000 bêtes. Le troupeau de la rivière aux Feuilles compte environ 100 000 bêtes et les femelles mettent bas 7 à 10 jours avant celui de la rivière George (Crête et al., 1990). Un troisième troupeau aurait été identifié comme étant le troupeau des montagnes Torngat, mais les données à son sujet sont minimes. Nous savons néanmoins qu'il occuperait les montagnes Torngat en permanence (communication personnelle de Serge Couturier, biologiste au Ministère de l'environnement et de la faune, 1997).

Dans le passé, le troupeau de la rivière George avait l'habitude de passer la période de l'année exempte de neige aux abords des terrains de mise-bas (figure 2). L'automne, il effectuait une migration au sud-ouest de Kuujjuaq afin d'atteindre la toundra et la forêt boréale pour y passer l'hiver. Depuis le début des années 1980, le troupeau de la rivière George débute sa migration automnale plus tôt et élargit son aire de distribution vers l'ouest jusqu'à la Baie d'Hudson. Il couvre annuellement une superficie moyenne de 600 000 km² (Crête et al., 1987; 1990).

Le troupeau de la rivière aux Feuilles passe l'été au nord de la limite des arbres, dans la partie ouest de la Bay d'Ungava et migre plus au sud (à l'ouest de Kuujuaq) durant l'hiver. Depuis quelques années, on observe un chevauchement partiel des aires des deux troupeaux au cours de l'hiver (Crête et al., 1990).

1.2 Alimentation du caribou

Faisant partie de la classe des ruminants, la prise alimentaire quotidienne du caribou varie en fonction de l'âge, du sexe et de l'état physiologique de l'animal. Il ingère en moyenne entre 1 et 3 kg de nourriture par jour, composée en grande partie de lichen (Crête et al., 1990). En effet, le contenu du rumen en lichen oscille entre 77% à l'automne, 66-70% durant les mois d'hiver, 40-54% au printemps et 26% durant les mois d'été (figure 3) (Gauthier et al., 1989).

Le lichen résulte de la symbiose entre un ascomycète et certaines souches d'algues vertes ou une cyanobactérie. Parfois on observe une association entre tous ces éléments (Raven et al., 1992). L'espèce de lichen la plus commune est *Cladina stellarius*. Un peu moins abondantes, *Alectoria ochroleuca* et *Cornicularia divergens* sont tout de même typiques des régions plus au nord tandis que *Cladina mitis* se retrouve dans les régions plus au sud (forêts boréales) (Gauthier et al., 1989; Crête et al., 1989 b; 1990; 1992).

2. Les métaux lourds (cadmium, plomb, mercure)

2.1 Le cadmium

Découvert en 1817, le cadmium est un oligo-élément (métal présent naturellement à de faibles concentrations dans l'environnement) faisant partie du groupe des métaux lourds au tableau périodique des éléments (groupe IIB). Peu volatil (point d'ébullition: 767°C), sa production et sa consommation par le secteur industriel ont augmenté considérablement depuis les 50 dernières années. Les principales sources d'émissions de cadmium anthropiques identifiées sont l'industrie du fer et de l'acier, l'industrie secondaire des métaux non-ferreux (zinc, nickel, cuivre), l'incinération des déchets, les produits de la dégradation de combustibles fossiles, l'industrie du caoutchouc (pneumatiques) et les fertilisants phosphatés (Bilodeau, 1987). Les quantités de cadmium qui proviennent de sources anthropiques dépassent de dix fois les concentrations naturelles (Nriagu, 1979).

Au Canada en 1972, les émissions totales de cadmium s'élevaient à 633 tonnes, dont 75% (475 tonnes) sous forme d'émission atmosphérique (Wren et al., 1995). Soixante-dix-huit pour cent de ces émissions atmosphériques provenaient de l'industrie du cuivre et du nickel tandis que 17% étaient associées à la dégradation de combustibles fossiles (Wren et al., 1995). En 1984, les émissions atmosphériques annuelles provenant de la région du lac Erié étaient estimées à 14 tonnes par année (Wren et al., 1995). En 1989, les émissions de cadmium à l'échelle mondiale s'élevaient à 18 000 tonnes par année (Thornton, 1992).

2.1.1 Le cadmium dans les plantes

Comme pour la plupart des contaminants en général, le taux d'absorption du cadmium par les plantes dépend de ses propriétés physiques et chimiques. L'évolution du cadmium une fois

absorbé par la plante dépend de l'influence de divers facteurs environnementaux présents au moment de l'absorption (Nash III et Gries, 1995). En effet, il peut être absorbé par la plante à la suite de précipitation de pluie et de bruine dans le cas de dépôts "humides" et à la suite de sédimentation, d'impaction et d'absorption gazeuse pour les dépôts "secs" (Nash III et Gries, 1995; Puckett et Finegan, 1980).

Les pluies acides, en diminuant le pH dans les sols, augmentent la biodisponibilité du cadmium pour les plantes (Elinder, 1992). De plus, le cadmium est plus facilement absorbé par les plantes que d'autres métaux tels que le plomb (Goyer, 1991). La majorité des plantes, mousses et lichens l'absorbent et le bioaccumulent sans pour autant être affectées physiologiquement. En l'absence de système racinaire, le lichen tire les éléments nécessaires à son métabolisme directement de l'atmosphère. Ainsi, il accumule, par le fait même, les produits toxiques présents dans l'environnement. Une concentration moyenne de $0,171 \pm 0,0143$ µg/g de poids sec de cadmium a été découverte dans des lichens ayant été récoltés sur un territoire de 640 000 km² au Nouveau-Québec (Crête et al., 1992). Cette étude démontrait aussi une relation entre les concentrations de cadmium et de plomb ($r=0,65$) présentes sur ce même territoire. Aucune relation n'a pu être établie entre le cadmium et le mercure ($r=0,34$) ni entre le plomb et le mercure ($r=0,39$) (Crête et al., 1992).

Les ruminants sont donc particulièrement exposés au cadmium. Les concentrations tissulaires rapportées sont supérieures à celles des carnivores et des omnivores (Craste, 1995). Dans les régions nordiques, la principale source de contamination par le cadmium pour le caribou est le lichen. Le lichen du Nouveau-Québec semble cependant moins contaminé par le cadmium qu'en Finlande et que dans les régions minières du sud du Québec (Crête et al., 1992) (tableau 1).

2.1.2 Le métabolisme du cadmium

L'efficacité de l'absorption gastro-intestinale varie entre 5 et 8%. Elle est augmentée lors d'une déficience alimentaire en calcium et en fer ou d'une alimentation faible en protéines. L'efficacité de l'absorption du cadmium par les voies respiratoires se situe entre 15 et 30%. Chez l'humain, la fumée de cigarette constitue une source importante de cadmium dans l'organisme (Benedetti et al., 1994)., la concentration moyenne en cadmium d'une cigarette canadienne étant de 1,57 µg (Watanabe et al., 1987).

Dans l'organisme, le cadmium est transporté au foie par les globules rouges et les protéines de faibles poids moléculaires telle l'albumine (Goyer, 1991). Le foie est aussi le site de synthèse de la métallothionéine, une protéine de faible poids moléculaire qui lie le cadmium et le zinc. Le zinc diminue donc l'absorption du cadmium par l'organisme en stimulant la production de métallothionéine (Goyer, 1991). Cette dernière est donc un des éléments du système de défense contre l'action toxique des métaux lourds. En liant le cadmium, cette protéine prévient ainsi sa circulation dans le sang sous sa forme libre, responsable du dysfonctionnement cellulaire (Elinder, 1992). La demi-vie du cadmium est très élevée, soit une trentaine d'années en moyenne. Le métal sera donc retenu dans l'organisme durant une longue période où il s'accumulera dans les tissus mous, particulièrement dans les reins (Goyer, 1991). Le système urinaire excrète le cadmium très lentement (0,01% de la charge corporelle en Cd/jour) (Piscator, 1985). Lors d'une exposition chronique, le cadmium lié à la métallothionéine traverse alors facilement la membrane glomérulaire. Le cadmium est ensuite réabsorbé par les tubules proximaux et s'accumule dans les tissus rénaux (Friberg et al., 1985). Dès l'instant où , dans le cortex rénal, la dose dépasse le seuil critique, c'est-à-dire lorsque la

capacité de synthèse de la métallothionéine est au maximum, soit 200mg/Kg de poids sec, on observe un dysfonctionnement tubulaire irréversible qui conduit à la diminution de la réabsorption des produits présents dans l'ultrafiltrat. L'organisme se défend en premier lieu en éliminant des protéines de faible poids moléculaire dans l'urine et, en second lieu seulement, par l'élimination à très long terme du cadmium (Bernard et Lauwerys, 1990).

2.1.3 Toxicité et concentrations connues

La dose létale cinquante (DL₅₀) du cadmium (sous forme de sel) varie énormément en fonction du type d'exposition. Chez le rat, lors d'une exposition aiguë au cadmium, la DL₅₀ est de 4,5 à 5,7 mg/Kg. Pour une même exposition, une pré-exposition au cadmium ou au zinc peut augmenter la DL₅₀ à des valeurs pouvant varier entre 8,2 et 10,3 mg/kg (Copius Peereboom et Copius Peereboom-Stegeman, 1981).

Lors d'une exposition chronique, les principaux effets observés chez les animaux sont: l'anémie, le développement ralenti des gonades, l'enflure des articulations, un écaillage de la peau, une diminution de la croissance et finalement, des dommages hépatiques et rénaux (Wren et al., 1995). Il est intéressant de souligner que dans la plupart des intoxications survenant en milieu industriel et dans l'environnement, on détecte aussi la présence de plomb. L'existence d'une synergie entre ces deux contaminants reste encore à démontrer (Wren et al., 1995).

Depuis le milieu des années quatre-vingt, plusieurs cervidés du Québec, tels le caribou mais aussi l'orignal (*Alces alces americana*) et le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), sont fortement contaminés par le cadmium. Les concentrations hépatiques et rénales en cadmium y

sont plus élevées que chez les cervidés des États-Unis et de Scandinavie (tableau 1) (Crête et al., 1987_b). C'est pourquoi, depuis 1985, on recommande de ne plus consommer des abats de cervidés du Québec (Crête et al., 1987_b). Une étude effectuée sur 121 caribous du troupeau de la rivière George a démontré que leur contamination était comparable et même supérieure à celle observée chez les cerfs de Virginie les plus affectés du Québec (Crête et al., 1989) (tableau 2). Une étude a démontré que la concentration de cadmium dans les tissus de caribous pouvait varier en fonction de l'organe, de l'âge, du sexe de l'animal et de la date d'abattage de ces derniers (Crête et al., 1990_b). Des concentrations, provenant de prélèvements effectués durant l'automne, de $27,5 \pm 3,5 \mu\text{g/g}$, $2,3 \pm 0,3 \mu\text{g/g}$ et $0,002 \pm 0,001 \mu\text{g/g}$ (poids sec) ont été trouvées dans des reins, foies et muscles squelettiques de caribous du Nouveau-Québec, respectivement (Crête et al., 1990_b)

2.2 Le plomb

Le plomb est lui aussi un oligo-élément faisant partie du groupe des métaux lourds au tableau périodique des éléments (groupe IIB). De tous les métaux toxiques, le plomb est celui le plus présent naturellement dans l'environnement. On le retrouve dans l'air, l'eau, le sol, les plantes, les animaux. Dans l'air, il se lie à la poussière et peut être transporté sur de très longues distances (Nriagu, 1979). La venue de l'industrialisation au 18^e siècle a provoqué une hausse phénoménale de l'émission du métal dans l'environnement. En 1979, les émissions de plomb à l'échelle mondiale s'élevaient à 157 000 tonnes. Il est cependant important de noter la diminution de l'utilisation du plomb dans la gazoline en 1982-83, les émissions de plomb dans l'atmosphère ont diminué de 40% en dix ans (Anonyme, 1990). Les sources anthropiques du plomb sont principalement les peintures à base de plomb, les essences et dérivés ainsi que la combustion des déchets et les munitions. L'Arctique pas échappé à la contamination. En effet,

les concentrations de plomb dans les couches de glace les plus récentes seraient de 10 à 100 fois plus élevées que dans les couches de glace datant de la préhistoire (Boutron et Patterson, 1983).

2.2.1 Le plomb dans les plantes

Tout comme le cadmium, le plomb se lie très facilement aux végétaux et, dès lors est très facilement assimilé par les herbivores. Le mécanisme d'absorption du plomb par les plantes vasculaires reste peu connu. Il est cependant important de souligner que le transfert aux plantes par les racines sera limité dans des sols qui contiennent beaucoup de matière organique, ceux qui ont une facilité d'échange de cations ou encore une forte teneur en argile (Pain, 1995). Des plantes qui ont poussé dans un environnement non contaminé ont généralement des concentrations en plomb inférieures à 1 ppm (poids humide) (Pain, 1995). Il existe cependant des plantes, comme les mousses et les lichens, qui sont reconnues pour accumuler de grandes quantités de plomb. Au niveau des lichens du Nouveau-Québec, des concentrations de plomb de 4,09 µg/g de poids sec ont été retrouvées (Crête et al., 1992). Ces concentrations sont similaires à celles retrouvées dans les lichens provenant des Territoires du Nord-Ouest, tandis que les concentrations retrouvées dans les lichens provenant du sud du Québec et les Maritimes sont de 2 à 6 fois supérieures (tableau 3) (Crête et al., 1992).

2.2.2 Le métabolisme du plomb

Chez les animaux, les voies d'entrée du plomb dans l'organisme sont principalement l'ingestion et l'inhalation. La concentration dans l'organisme varie énormément en fonction de l'espèce, de l'âge, du sexe et de la diète de l'animal (Pain, 1995). Une variation saisonnière

semble aussi avoir été observée chez certaines espèces. En effet, les enfants, les chiens et les ruminants auraient une plus grande incidence d'intoxication au plomb durant le printemps et l'été (Osweiler et al., 1978).

Chez l'humain, les principales voies d'absorption du plomb sont l'inhalation, l'ingestion et en moindre lieu, le contact avec la peau (Anonyme, 1990). Le taux d'absorption du plomb dans l'organisme dépend de ses propriétés chimiques et physiques et des caractéristiques physiologiques de l'individu exposé (âge, statut nutritionnel...). Lors d'une inhalation, la presque totalité du métal ayant atteint les alvéoles sera absorbée. Chez l'adulte, l'efficacité de l'absorption gastro-intestinale varie entre 5 et 15%. Chez une femme enceinte et un enfant ayant une diète alimentaire normale, l'efficacité de l'absorption gastro-intestinale peut augmenter jusqu'à 41,5% (Goyer, 1991). Le transfert du plomb est aussi transféré via le placenta et le lait maternel (Goyer, 1991). Le pourcentage de plomb absorbé peut augmenter considérablement lors de déficience en fer ou en calcium (Anonyme, 1990).

Une fois dans l'organisme, le plomb se concentre dans trois compartiments: le sang, les tissus mous (reins, moelle épinière, foie, cerveau) et les tissus minéralisés (os et dents). Chez l'adulte, les tissus minéralisés peuvent contenir jusqu'à 95% de la charge totale de plomb de l'organisme (Anonyme, 1990). Cette quantité de plomb sera répartie en deux compartiments. Le premier constitue un réservoir inerte dans lequel la demi-vie du métal est très longue et le second où l'on observe des échanges constants avec les tissus mous et le sang (Anonyme, 1990). Dans le sang, plus de 90% du plomb est lié aux érythrocytes. Le pourcentage non lié reste libre dans le plasma et peut être absorbé par les tissus mous. Chez la plupart des vertébrés, les concentrations de plomb dans le sang, le foie, les reins peuvent être associées à une

contamination récente de l'organisme tandis que la concentration dans les os est représentative de l'accumulation totale du plomb dans l'organisme.

L'élimination du métal varie énormément en fonction du compartiment dans lequel il se trouve. Chez l'adulte, la demi-vie dans le sang, les tissus mous et les tissus minéralisés (réservoir inerte) est respectivement de 25 jours, 40 jours et plus de 20 ans (Goyer, 1991; Anonyme, 1990). Bien que la demi-vie entre les espèces varie énormément, elle conserve la même ampleur. Le plomb, présent dans le sang sera éliminé par les reins et par le foie via la bile où il sera renvoyé au tractus gastro-intestinal et éliminé via les fèces (Pain, 1995). Dans les reins, le plomb s'accumule dans les tubules contournés proximaux des cellules du cortex rénal. Il se lie aux protéines pour former des corps d'inclusions intranucléiques. Il a été suggéré que ce phénomène de stockage permettrait de diminuer la toxicité cellulaire. Ce type d'inclusion a été rapporté chez plusieurs espèces d'oiseaux, de chauves-souris, lapins, cochons, bovins et de primates (Pain, 1995). Avec le temps, on devrait donc observer une augmentation de la concentration de plomb dans les reins (Goyer, 1991).

2.2.3 Toxicité et concentrations connues

Le plomb est un agent toxique non spécifique qui agit en inhibant l'activité de plusieurs enzymes. Il peut avoir des effets prononcés sur le métabolisme. Il est important de noter que sur le plan de la toxicité du plomb, il existe de grandes différences inter spécifiques (Pain, 1995).

Dans l'organisme, les effets du plomb sont les mêmes indépendamment de sa voie d'entrée. Il est cependant important de rappeler que l'âge de l'animal exposé joue un rôle critique dans les effets encourus (Pain, 1995). Le plomb s'attaque à trois principaux systèmes. Il

affecte le système hématopoïétique en modifiant la synthèse des groupements hème (Pain, 1995; Anonyme, 1990). Le système nerveux central et périphérique sera également touché. Finalement, on observera des anomalies affectant le système rénal (glucosurie, protéinurie et phosphaturie) pouvant mener à des dommages irréversibles (Hutton, 1987).

Chez l'humain, une exposition à de fortes concentrations de plomb peut causer des perte de la vue, des encéphalopathies, des effets gastro-intestinaux (colique), de l'anémie, des avortements spontanés, de l'arythmie cardiaque et, des troubles nerveux. Une exposition chronique à de faibles doses causer plutôt des dommages cellulaires (Anonyme, 1990).

Chez les animaux, des études expérimentales ont démontré l'apparition d'effets toxiques dont entre autres, la perte de la vue, des hémorragies, de l'anorexie, de l'anémie, l'inhibition de la déshydratase de l'acide d-aminolevulinique (ALAD) (cette enzyme est en début de la voie métabolique des groupements porphyrine) et, l'apparition de lésions histopathologiques au niveau des reins, du foie et du cerveau (Osweiler, 1978_b). La dose létale associée à une seule exposition est de 400-600 mg/kg chez le veau et de 600-800 mg/kg chez la vache adulte (Osweiler, 1978_b). L'ingestion de 5 à 7 mg/kg/jour de plomb peut être responsable de l'apparition d'effets sub-létaux ou peut provoquer la mort chez la vache et le cheval. Lors d'une exposition à des doses inférieures, les effets observés dépendent de l'âge de l'animal, de son état physiologique et de sa diète. Même lorsqu'aucun signe clinique d'intoxication au plomb est observé, le plomb peut augmenter la susceptibilité des animaux à développer des maladies (Osweiler, 1978_b).

Une concentration moyenne de 2,25 mg/kg de poids frais a été mesurée dans les reins de chevreuils (*Roe deer*) en Slovénie (Doganoc et Gacnik, 1995). Chez le caribou du Nouveau-

Québec, des concentrations de plomb de $1,4 \pm 0,2 \mu\text{g/g}$ (poids sec) ont été calculées à partir de 41 foies. Ces concentrations sont comparables aux concentrations retrouvées dans les foies de rennes en Norvège (Crête et al., 1990_b). En milieu naturel, des facteurs biologiques et environnementaux peuvent influencer l'absorption et la distribution du plomb. C'est pourquoi, bien que le métabolisme du caribou puisse s'apparenter à celui de la vache, les effets observés chez cette dernière ne devraient pas être directement extrapolés au caribou.

Au Québec, le seuil de tolérance associé à la consommation de viande de caribou par l'humain est fixé par le Ministère de l'Agriculture et Agro-Alimentaire à 2,0 ppm de plomb dans le foie et les reins et ce, à partir des recommandations de l'organisation Mondiale de la Santé (Communication personnelle, Gilles Paillard, chimiste au Ministère des Pêcheries et de l'alimentation du Québec, 1997).

2.3 Le mercure

Le mercure est un métal faisant partie du groupe des métaux lourds. On le retrouve sous trois principales formes: le mercure élémentaire (Hg^0), le mercure inorganique (Hg^{+2}) et le mercure organique, dont fait partie le méthylmercure (CH_3Hg^+) (Anonyme, 1990_b; Goyer, 1991). En milieu aqueux, le mercure inorganique peut devenir très problématique pour les écosystèmes aquatiques car, dans certaines conditions, il sera convertie par des bactéries en méthyl mercure (Wren et al., 1995).

La grande majorité du mercure présent dans l'environnement provient de l'érosion de la croûte terrestre. Elle favorise le dégagement de 2700 à 6000 tonnes de mercure/année (Anonyme, 1990_b). Les émissions de sources anthropiques, majoritairement associées aux

mines, sembleraient être de beaucoup inférieures (2000 à 3000) aux sources naturelles (Anonyme, 1990_b ; Lindberg et al., 1987).

2.3.1 Le mercure dans les plantes

Dans l'environnement le mercure est facilement absorbé par le sol auquel il se lie très fortement. Cette absorption dépend de plusieurs facteurs dont la forme du mercure (organique, inorganique, élémentaire), sa quantité et le pH du sol (Wren et al., 1995). Puisque le mercure est fortement lié au sol, le transfert du mercure entre le sol et les plantes est relativement faible (coefficient de transfert sol/plantes entre 0,01 et 1,0). Lindberg et al. (1979) ont identifié trois principales voies d'entrée du mercure dans les plantes vasculaires: par le sol via les racines (ions mercure), par l'atmosphère via les stomates (Hg^0 et ions mercure) et par rétention de particules de mercure. Ce dernier mécanisme survient principalement chez les plantes herbacées. Sur les lichens du Nouveau-Québec, des concentrations moyennes de 0,09 $\mu\text{g/g}$ de poids sec en mercure ont été retrouvées. Ces concentrations sont similaires à celles retrouvées dans les lichens provenant de la Finlande et de Norvège (Crête et al., 1992).

2.3.2 Le métabolisme du mercure

Dans le présent chapitre, nous nous attarderons plus particulièrement au méthylmercure. Ce dernier étant la forme du mercure la plus nocive pour les organismes vivants. La bioaccumulation et la bioconcentration du méthyl mercure dans les écosystèmes aquatiques sont bien connues (Wren et al., 1995). Chez les mammifères terrestres, incluant l'homme, la principale voie d'absorption du mercure est la voie orale lors de l'alimentation (Anonyme, 1989). Des études sur des rats ont démontré que l'âge n'avait aucune influence sur

l'efficacité d'absorption gastro-intestinale du méthyl mercure soit d'environ 90 à 95% (Fang, 1980; Goyer, 1991). Une fois dans l'organisme, le contaminant est transféré à la circulation sanguine et distribué inégalement à tous les tissus en 4 jours, avec une grande affinité pour le système nerveux. La demi-vie du contaminant dans l'organisme sera de 70 jours (Goyer, 1991). Chez les mammifères, le méthylmercure sera transformé en mercure inorganique (Hg^{++}). Cette transformation serait la première étape menant au processus d'élimination. L'élimination via les fèces représente 90% du processus d'excrétion chez les mammifères (Anonyme, 1990 b). En effet, le mercure inorganique et le méthylmercure se lieront à une molécule de glutathion (GHS) ou d'un peptide sulfuré (sulfurhydryl peptide afin de former un complexe qui sera excrété par les sécrétions biliaires. En étant peu perméable aux parois de l'intestin, le mercure inorganique ne pourra pas être réabsorbé et sera donc éliminé. Le méthylmercure était quant à lui très liposoluble, il sera donc très facilement réabsorbé. La demi-vie du mercure dans l'organisme varie énormément en fonction de l'espèce. En effet, on observe des temps de demi-vie moyens variant entre 6 et 7 jours chez la souris, 40 et 51 jours chez le rat, 76 jours chez le chat et finalement d'environ 70 jours chez l'humain (Wren et al., 1995; Anonyme, 1990 b).

2.3.3 Toxicité et concentrations connues

Le mercure est un des métaux qui se bioaccumule fortement dans la chaîne alimentaire. Chez l'humain, la source d'intoxication la plus fréquente se fait via l'ingestion d'organismes aquatiques. La forme (élémentaire, organique...), la dose et la fréquence d'exposition du mercure peut affecter le fonctionnement de différents tissus. Les effets du mercure seront beaucoup plus marqués chez le fœtus. Chez l'humain, une intoxication au méthylmercure affectera en premier lieu le système nerveux central (sens, vue, audition et coordination). Des observations microscopiques ont démontrées des foyers de nécroses des neurones du cortex

cervical et du cervelet pouvant, à long terme, mener à la destruction de la matière grise (Goyer, 1991). Une dose de 300 µg/jours est le seuil critique pour observer des effets adverses chroniques tel que la parasthésie. La manifestation clinique d'une intoxication au méthylmercure sera toujours précédée d'une période de latence pouvant durer plusieurs mois. Les signes cliniques manifestés sont non-spécifiques et irréversibles, tels des picotements autour de la bouche, des doigts et des orteils, de l'ataxie, une démarche hésitante et maladroite, des difficultés à avaler, une sensation générale de faiblesse, des troubles de vision et d'audition pouvant mener à la perte de celles-ci et de la parasthésie. L'ensemble de ces symptômes peuvent mener au coma et à la mort (Goyer, 1991; Anonyme, 1990 b).

3. Radioélément

3.1 Le césium¹³⁷

Les radioéléments, tel le césium¹³⁷, constituent un groupe d'isotopes instables qui libèrent des rayons ionisants lors de leur désintégration. Il existe trois principaux rayons ionisants: alpha, bêta et gamma. En contact avec des tissus vivants, les rayons peuvent provoquer des mutations génétiques et des cancers. Les risques sont cependant variables selon la nature des rayons. L'unité de mesure d'un rayon tenant compte de l'effet biologique est le Sievert (Sv) (Crête et al., 1993). En excluant l'exposition au radon, on estime que les humains reçoivent en moyenne une dose de 1millisievert (mSv), ce qui constitue la dose annuelle d'exposition permise par la commission internationale de protection radiologique (Clarke et Southwood, 1989). Une telle exposition représente un facteur de risque supplémentaire de développer un cancer (de tout type) de l'ordre de 1/20 000.

Le césium-137 (Cs^{137}) est un radioélément artificiel libéré dans l'environnement lors d'explosions d'armes nucléaires et lors d'accidents dans les centrales nucléaires. Il s'agit d'un métal alcalin possédant des propriétés chimiques et physiques similaires au potassium. Il peut donc avoir les mêmes actions physiologiques que ce dernier. Bien qu'à la longue le Cs^{137} se transforme en une substance inoffensive (le baryum), En raison de sa demi-vie physique très longue (30 ans), le Cs^{137} est l'élément qui pose le plus de risques pour la santé animale (Marshall et Tracy, 1989).

À l'échelle mondiale, 30 MCi de Cs^{137} ont été produits par l'ensemble des essais nucléaires qui se sont terminés en 1960 (Taylor et al., 1988). L'explosion d'un réacteur nucléaire à Chernobyl, près de Kiev en Union Soviétique, a libéré dans l'atmosphère entre 0,5 et 1 MCi de Cs^{137} en plus de plusieurs autres radioéléments. Au Canada, le dépôt maximum de Cs^{137} provenant de Chernobyl s'est produit dans les zones tempérées de l'hémisphère nord entre les latitudes 30° et 60° (Ahman, 1994). Sa distribution diminue de manière constante vers les régions plus nordiques. Cette distribution est principalement due à l'emplacement géographique des sites d'essais nucléaires, aux différents vents et aux précipitations dans l'hémisphère nord (Taylor et al., 1985).

3.1.1 Le césium¹³⁷ dans les plantes

Dans les zones tempérées, les précipitations et le cycle annuel de la végétation permettent d'éliminer en deux ans la presque totalité du radiocésium présent. Dans les régions nordiques, la biomasse est inférieure à celle des zones tempérées et le lichen connaît une croissance moins rapide, mais plus longue que les plantes vasculaires. Dans ces régions, la probabilité pour le Cs^{137} de se dissiper dans l'environnement diminue. C'est pourquoi la demi-

vie du Cs^{137} augmente avec la latitude (Taylor et al., 1985). La demi-vie effective du Cs^{137} dans le lichen peut varier de 3 à 5 ans (Ahman, 1994). Elle est de 2 à 3 fois plus élevée que dans les plantes vasculaires (Blanchard et Kearney, 1967). De plus, les espèces de lichen plus dénudées telles *Alectoria ochroleuce* et *Cornicularia divergens* présentent des demi-vies plus longues que chez les espèces plus feuillues comme *Cladonia rangiferina* (Taylor et al., 1985). Dans les plantes vasculaires, l'absorption du Cs^{137} par les racines varie considérablement en fonction du type de sol. Plus un sol sera riche en particules minérales, plus il sera en mesure de capter le Cs^{137} . Dès lors, cela diminue le risque d'être absorbé par les plantes ou par tout autre organisme (champignons et micro-organismes présents dans le sol) (Ahman, 1994). De plus, ce type de plantes contient de fortes concentrations de potassium (un élément se liant au même site que le Cs^{137} dans l'organisme) réduisant ainsi le taux d'assimilation du Cs^{137} .

3.1.2 Le métabolisme du césium¹³⁷

Chez les ruminants et l'humain, l'absorption gastro-intestinale du Cs^{137} est de 60 à 80% (Ahman, 1994) alors que chez le rat et la souris, elle est de 100%. Il a été démontré qu'une diète riche en fibres diminue la biodisponibilité du Cs^{137} tant chez les ruminants que chez l'homme (Hanson et Hove, 1991). Une fois dans l'organisme, le Cs^{137} absorbé est rapidement distribué dans les tissus mous, plus particulièrement dans les muscles squelettiques (Holleman et al., 1971).

Chez le caribou, 20 à 30% du Cs^{137} présent dans le lichen est disponible pour être absorbé (Holleman et al., 1971). La concentration moyenne de Cs^{137} dans les muscles de caribou est de 0,1 mg/kg (poids frais). Cette concentration est environ 5 fois plus élevée que

celle retrouvée dans les muscles de bovins et dix fois plus que celles retrouvée dans le muscle humain (Ahman, 1994).

La vitesse d'élimination du Cs^{137} varie en fonction des organes. Les reins éliminent le Cs^{137} le plus rapidement suivis (en ordre décroissant) par le coeur, le foie, les poumons, la paroi du rumen et finalement par les muscles squelettiques (Ahman, 1994 b). Le temps d'élimination du Cs^{137} dans un organisme peut être rapide, intermédiaire ou lent. Un temps d'élimination rapide correspond à une demi-vie dans l'organisme de 0,5 à 3 jours (variable selon les espèces). Le Cs^{137} retenu plus longtemps (temps d'élimination lent) dans l'organisme peut posséder une demi-vie allant de 6 jours chez la souris à 110 jours chez l'homme. L'élimination de type lent est généralement plus rapide chez les polygastriques que chez les mammifères (Ahman, 1994). Chez ces derniers, l'élimination semble s'effectuer plus dans l'urine que dans les fèces (ratio urine:fèces de 3:1 allant jusqu'à 10:1). Chez les animaux polygastriques, l'élimination semble être équivalente dans l'urine et dans les fèces (Ahman, 1994).

Chez le caribou, l'élimination se déroule en deux temps (rapide et lent). Ces différences dans la vitesse d'élimination sont principalement dues aux variations alimentaires saisonnières. Durant l'hiver, la demi-vie du Cs^{137} dans l'animal s'étend sur une période de 18 jours tandis que l'été, elle n'est que de 7 jours (Ahman, 1994). Des variations importantes (5 à 10 fois la concentration observée durant une saison) de l'activité du Cs^{137} sur une période de quelques mois peuvent être observées (Hanson, 1982; Rissanen et Rahola, 1989; Macdonald et al., 1996). Durant l'hiver, la consommation presque exclusive de lichen, un aliment ayant une teneur faible en potassium (le lichen contient seulement 10% de la teneur en potassium d'une plante vasculaire), contribue à augmenter l'absorption et le temps d'élimination du Cs^{137} dans l'animal (Ahman, 1994).

3.1.3 Toxicité et concentrations connues

Chez les mammifères, les effets des radiations peuvent être classés en deux catégories: stochastiques et non-stochastiques. Les effets stochastiques regroupent la carcinogenèse et la mutagenèse. Ils sont causés pas un dommage matériel lié à une exposition directe à des radiations. Ces effets dépendent de la dose, de la fréquence de l'exposition, du nombre d'individus exposés et du nombre de chromosomes de l'espèce exposée (Macdonald et al., 1996). Les effets non-stochastiques s'expriment par la perte fonctionnelle d'un tissu ou organe associé à la diminution de la capacité de remplacement des cellules affectées. Une exposition annuelle de 500 mGy est suffisante pour provoquer des effets non-stochastiques dans la plupart des organes de mammifères. La moelle osseuse peut cependant être plus sensible. Considérant les doses présentes dans l'environnement, les effets stochastiques sont plus fréquents chez l'humain. Cependant, lors d'exposition à de très fortes doses ou lorsque l'organisme a atteint un certain âge, les effets non-stochastiques peuvent être plus marqués (Macdonald et al., 1996).

Chez le caribou, les effets des radiations suite à une exposition chronique sont difficiles à prévoir. En effet, la plupart des études dose-réponse sur des organismes autres que l'humain consistent à exposer la totalité de l'organisme (par de rayons gamma ou des rayons-X) (Macdonald et al., 1996). Il est cependant possible d'estimer qu'un caribou dont la chair contiendrait 750 Bq/kg recevrait annuellement une dose de rayons ionisants d'environ 2,2 mSv (Crête et al., 1993). Pour un caribou, le risque de mourir d'un cancer suite à une telle concentration devrait être inférieur à 1/9 000 (Crête et al., 1993).

Durant les années 60, les concentrations de Cs¹³⁷ dans les muscles atteignaient 4 000 Becquerel/kg chez les caribous d'Alaska et 2 000 Bq/kg chez les caribous de plusieurs troupeaux du nord du Canada et du Groenland (MacDonald et al., 1996). En 1992, des concentrations de 213 Bq/kg ont été observées dans des muscles de caribou de l'Arctique central (Macdonald et al., 1996). L'ensemble de ces valeurs sont de beaucoup inférieures aux concentrations observées (45 000 Bq/kg en Suède et 56 000 Bq/kg en Norvège) chez les rennes du nord de l'Europe à la suite de l'accident de Chernobyl en 1986 (Thomas et al., 1992). Un quart du Cs¹³⁷ présent actuellement dans les caribous du nord canadien provient de l'accident de Chernobyl (Marshall et Tracy, 1989). Cet estimé est basé sur la présence de Cs¹³⁴, une forme de radiocésium produit par les réacteurs nucléaires et non par les armes nucléaires. Le trois-quart restant provient des retombées d'essais d'armes nucléaires (Marshall et Tracy, 1989).

Tableau 1: Concentrations minimales et maximales de cadmium, plomb, mercure (mg/g) et de césium-137 (Bq/kg) mesurées dans du lichen terrestre séché provenant de 5 régions différentes (d'après Crête et al., 1992).

Région	Cadmium	Plomb	Mercure	Césium-137	
				Pré-Chernobyl	Post-Chernobyl
Nouveau-Québec	0.04-0.6	3.3-5.5	0.05-0.17	235-400	267-445
Canada-Sud	1	10-32	—	70-335	—
Territoire du Nord-Ouest	—	4.2-5.6	—	179-980	240-980
Alaska	—	—	—	60-180	100-200
Scandinavie	0.25-0.69	—	0.05-0.2	230-600	900-20 400

Taille des échantillons non-disponible

Tableau 2: Concentrations hépatiques et rénales (mg/kg de poids sec) ($\times \pm$ erreur-type) de cadmium retrouvées chez les orignaux et les cerfs de Virginie provenant de différentes régions (d'après Crête et al., 1987_b)

Espèce	régions	foie	rein
<i>Orignal</i>	Maine	5,6 \pm 0,37 (n=160)	26,8 \pm 4,31 (n=22)
	Scandinavie	2,1 \pm 0,30 (n=13)	20,5 \pm 2,61 (n=13)
	Québec	8,2 \pm 0,61 (n=86) %	57,9 \pm 7,99 (n=34) %
		7,0 \pm 0,76 (n=95) &	44,0 \pm 5,35 (n=37) &
<i>Cerf de Virginie</i>	Pennsylvanie	1,9 (n=5)	15,5 (n=69)
	Québec	2,6 \pm 0,23 (n=62) %	39,0 \pm 10,04 (n=7) %
		2,0 \pm 0,30 (n=12) &	

Tableau 3 : Concentrations minimale et maximale de cadmium (exprimées en mg/kg de poids sec) dans des foies ou des reins de cerf de Virginie et de caribou

	Cerf de Virginie ^(a)	Caribou ^(b)
Foie	0,8 ~ 2,6 ^(a)	1,7 - 4,0 ^(b)
Rein	20,9 ~ 39,0 ^(a)	5,6 - 51,3 ^(b)

(a): d'après Crête et al., 1987b.

(b): d'après Crête et al., 1989.

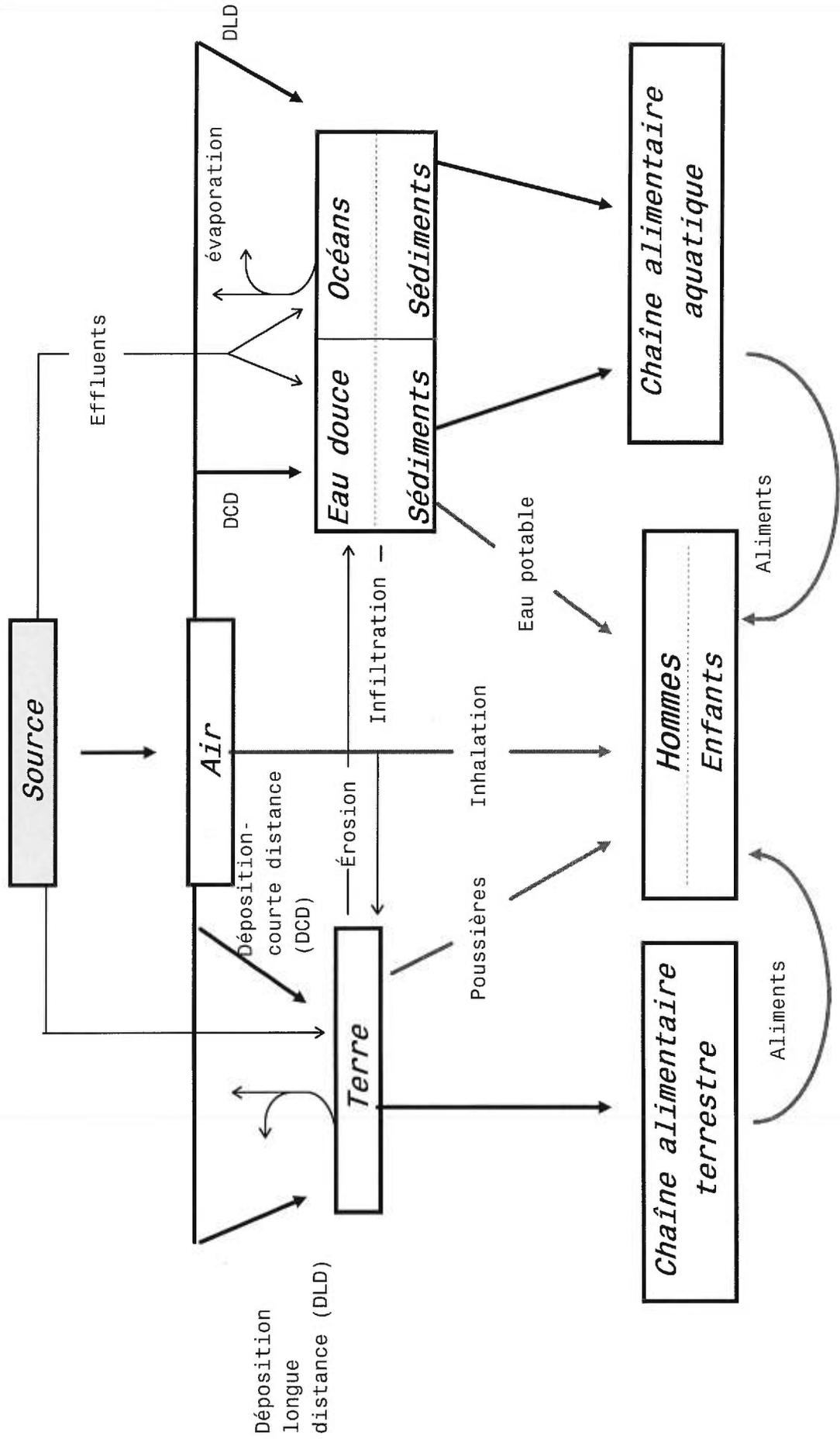


Figure 1: Cycle biogéochimique des métaux lourds dans l'environnement et voies d'exposition chez l'Homme (d'après Jaworski, 1987).

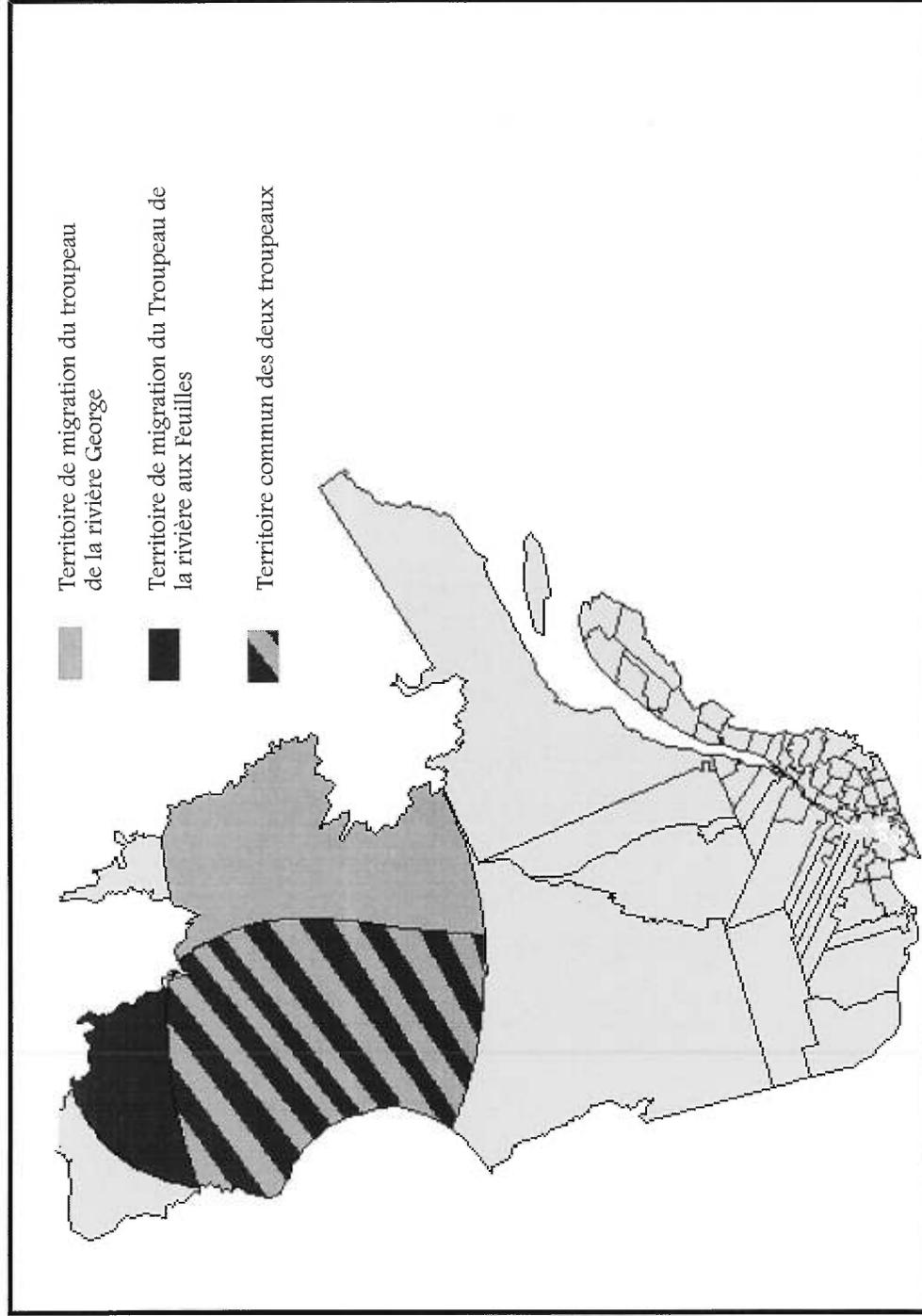


Figure 2 : Carte du Québec présentant les territoires de migrations approximatifs occupés par les caribous des troupeaux de la rivière George et de la rivière aux Feuilles au Nouveau-Québec (adapté à partir de communication personnelle; Serge Couturier, biologiste au Ministère Environnement et Faune du Québec).

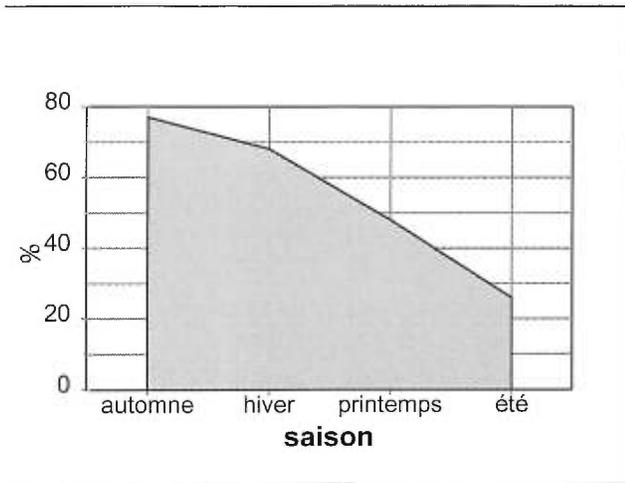


Figure 3: Importance relative en pourcentage du lichen du Nouveau-Québec dans le régime alimentaire du caribou en fonction de la saison (d'après Gauthier et al., 1994)

II. Matériel et Méthode

1. Collecte des échantillons

Des échantillons de tissus de caribou furent prélevés sur 305 animaux différents entre décembre 1994 et mai 1996. La collecte des échantillons se déroulait dans le cadre d'un projet de commercialisation de la viande de caribou opéré par la compagnie « Les aliments arctiques du Nunavik » dont l'actionnaire majoritaire est la Société Makivik (Kujjuaq).

Des chasseurs inuit abattaient, saignaient et éviscéraient en laissant le foie et les reins les caribous au site de la chasse in situ. Les carcasses furent alors acheminées aux établissements de transformation où l'on procédait au dépouillement, à l'inspection et à la transformation de celles-ci. Les échantillons furent prélevés lors de l'inspection. Les carcasses furent pesées (carcasse complète non dépouillée de son cuir avec coeur, poumons, foie et reins) et leur sexe fut déterminé.

Les échantillons furent récoltés dans quatre établissements de transformation du Nouveau-Québec (situés dans la péninsule de l'Ungava et de la Baie d'Hudson entre le 55° et le 63° de latitude nord). Puisque les caribous sont des animaux nomades qui effectuent de longues migrations à chaque année, le site où l'animal aura été abattu n'est pas représentatif du lieu où l'animal aura vécu. Le site pourra cependant être associé au territoire de migration associé à un troupeau. Nous avons donc décidé de diviser le territoire couvert par l'étude en deux secteurs: l'établissement de transformation de Kangiqsualajjuak a été associé aux animaux du troupeau de la rivière George ou du troupeau des Montagnes Torngats, et les établissements de transformation d'Umiujaq, Quaqtac et Kangiqsujuaq ont été regroupés afin de représenter une seule région, associée aux animaux du troupeau de la rivière aux Feuilles.

Pour chaque caribou échantillonné, un rein complet, les dents (mandibule inférieure), environ 200g de foie) et environ 200g de muscle provenant d'un des 2 piliers du diaphragme furent prélevés. À cause du parasitisme présent dans le foie, les prélèvements ne pouvaient être effectués systématiquement dans le même lobe. Les échantillons furent placés dans des sacs de plastique individuels et congelés à -20°C jusqu'à analyse.

2. Identification de l'âge des individus

L'identification de l'âge à partir des incisives (I-1) fut effectuée conjointement par le laboratoire Matson au Montana (États-Unis) et le laboratoire du Centre de Recherche de Makivik à Kuujuaq (Québec).

La méthode du laboratoire Matson consiste à décalcifier les dents dans de l'acide pour ensuite les enduire de paraffine et les sectionner transversalement à une épaisseur de 14 microns. Les sections sont ensuite colorées en utilisant la teinture « Giemsa blood stain » (Wolbach formula, Ricca Company Cat#3250-16). La détermination de l'âge est alors effectuée à des grossissements 60X ou 160X à l'aide d'un microscope composé Leitz ajusté pour l'illumination Koehler (Humason, 1972; Matson, 1981; Miller, 1974; Stone et al., 1975). La méthode du Centre de Recherche de Makivik consistait sensiblement en la même méthode à l'exception qu'il n'y avait aucune coloration.

Afin de vérifier la concordance des résultats entre les deux laboratoires, nous avons soumis des incisives (I-1 et I-2) dont l'âge avait préalablement été déterminé (58 caribous au total) par le laboratoire Matson au laboratoire du Centre de recherche de Makivik. Les résultats ont démontré dans certains cas un grand écart entre les deux laboratoires. Afin de minimiser

l'erreur, nous avons séparé les individus en deux groupes d'âge: cinq ans et moins inclusivement et plus de cinq ans.

La section « matériel et méthode » relative à chacune des analyses de métaux sera décrite plus en détail dans l'article présenté à la section suivante.

III. Article

Sera soumis pour publication
à la revue The Science of the Total Environment

Levels of Heavy Metals and Radiocesium in Hunted Caribou (*Rangifer tarandus*) Tissues from Northern Quebec

Sophie Robillard and Denise Bélanger

Institution: Faculté de médecine vétérinaire. Université de Montréal. C.P. 5 000, St-Hyacinthe. Québec. Canada. J2S 7C6
(514) 773-8521 ext : 8472 (phone); (514) 778-8120 (fax).

Abstract: Cadmium, lead, mercury and $^{137}\text{Cesium}$ were measured in muscle, liver and kidneys of 305 caribous collected in four areas of northern Quebec. Animals were divided in two groups: the Leaf River herd (represented by animals harvested in Umiujjaq, Quaqtac and Kangiqsujjuaq abattoirs) and the Kangiqsualujjuaq region (for animals harvested in this abattoir belonged either to the George River herd or the Torngat Mountains herd). Depending on group, age and sex, mean Cd (wet weight) concentrations varied between 0.008 and 0.022 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in skeletal muscles, 2.3 and 14.533 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in kidneys and 0.82 and 1.57 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in liver. Mean Pb (ww) concentrations varied between 0.028 and 0.157 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in skeletal muscles, 0.185 and 0.284 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in kidneys and 0.836 and 1.191 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ in liver. Mean Hg (ww) concentrations in skeletal muscles varied between 0.018 and 0.024 $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$. We found skeletal muscles ^{137}Cs means of 97 and 92 $\text{Bq}\cdot\text{kg}^{-1}$ (ww) for caribous of the Leaf River herd and the caribous of the Kangiqsualujjuaq region, respectively. There were no significant differences between the two groups. We noticed a general tendency to have statistically significant higher metal levels in the Leaf River caribou herd than in the Kangiqsualujjuaq region. Female muscles were found to have significantly higher cadmium and lead levels than males. The Cd concentrations in liver and kidneys increased with age. According to the Ministry of Agriculture, Food and Fisheries of Quebec's tolerance threshold, unacceptable cadmium levels for human consumption were found in all the kidneys samples and in more than half of the liver samples. Lead concentrations never exceeded the two ppm threshold in kidneys and five percent of livers had unacceptable lead levels. $^{137}\text{Cesium}$ levels in skeletal muscles were very low and never presented any danger for human consumption. Therefore, we recommend that liver and kidneys of caribous from northern Quebec should not be consumed.

Key words : Caribou; Cd; Pb; Hg; ^{137}Cs ; northern Quebec.

Introduction

Since the beginning of the industrialisation, northern Quebec, Canada, has been exposed to a great quantity of potentially toxic substances, via the atmospheric long range transport (Barrie, 1992). Concentrations of heavy metals and ¹³⁷cesium have been found in big game animal tissues, even in remote regions (Crête et al., 1987, Crête et al., 1989; Gamber and Scheuhammer, 1994; Elkin and Bertke, 1995; Khan and Forester, 1995,).

Cadmium (Cd), from the heavy metals group, is a trace element that slowly bioaccumulates in soft tissues (Goyer, 1991). Globally, the natural and anthropogenic emissions of Cd are estimated at 1200 and 7600 t/year (Nriagu and Pacyna, 1988). Major sources of anthropogenic emissions include incineration, non-ferrous metal production and coal combustion. Natural sources include windblown dust and volcanoes (Bilodeau, 1987, Barrie et al., 1992). Contamination of higher animals with heavy metals, including humans, occurs by inhalation of small particles and/or ingestion of contaminated food (Friberg et al., 1985). Once in the body, kidney and liver represent the principal target organs for Cd accumulation in mammals (Medvedev, 1995; Stansley et al., 1991). Toxicity of Cd may be reduced by binding to metallothionein, a class of low weight molecular protein (Elinder, 1992; Wolkers et al., 1994). In humans, chronic exposure to Cd can result in renal dysfunction, and acute oral doses can result in gastrointestinal distress (Bernard and Lauwerys, 1990). The potential effects of high Cd concentrations on wildlife health are poorly understood at present time (Stansley et al., 1991).

Highly toxic, lead (Pb) is a trace element that can be easily transported over long distances (Nriagu, 1979). In 1979, anthropogenic Pb emissions were estimated at 157 000

t/year. Since the abolition of Pb in fuel, emissions in the atmosphere have dropped by about 40% in 10 years (ATSDR, 1990). Major anthropogenic sources include automobile exhaust, non-ferrous metal production, fossil fuel combustion. As for cadmium, main natural sources of Pb include windblown dust and volcano emissions (Barrie et al., 1992). In mammals, Pb is primarily deposited in bone tissues (Medvedev, 1995). Lead intoxication affects primarily the nervous and haemopoietic systems and may also result in dysfunction of the renal tubular system, the liver and cardiovascular system (Wolkers et al., 1994; Goyer, 1991).

In the environment, mercury can be found in many chemical forms. The three most important forms are methylmercury (CH_3Hg^+), inorganic mercury (Hg^{+2}) and elemental mercury (Hg^0) (Goyer, 1991). Most of this mercury comes from the erosion of the terrestrial crust which releases 2700 to 6000 t/year. Total anthropogenic emissions are approximately 2000 to 3000 t/year mostly due to mining operations (EHC, 1989). Bioaccumulation of mercury in terrestrial ecosystems is relatively low. Once mercury has entered the soil, it is strongly fixed, and transfer to plants does not constitute an important pathway for herbivore contamination (Wren et al., 1995). Inorganic mercury is relatively biologically inert, but the addition of an organic group to form methylmercury increases its toxicity. Methylmercury is a highly lipid soluble and easily transferred across biological membranes. In human, methylmercury is distributed to all tissues, but primarily the nervous system (EHC, 1989).

$^{137}\text{Cesium}$ is a radioisotope fission product associated with atmospheric nuclear weapon testing. Because most testing occurred in northern and tropical temperate regions and as a result of atmospheric circulation and precipitation patterns, most of the ^{137}Cs has been deposited between 40 and 50°N latitude (Thomas et al., 1992) . The Chernobyl accident in 1986 resulted in a 14-15% increase in concentrations of fission-related isotopes in Canadian

arctic lichens (Taylor et al., 1988). About one-quarter of the cesium ingested by caribou is absorbed by the gastro-intestinal tract. The absorbed cesium concentrates in different tissues but mainly in muscle tissues (Holleman et al., 1971).

Due to the high proportion of lichen in its diet, the barren ground caribou (*Rangifer tanrandus*) is directly affected by this pollution. Lichen can represent up to 77% of a caribou diet during the fall and winter seasons (Gauthier et al., 1989). Lack of root system, slow growth and large surface area are factors contributing to a large concentration and bioaccumulation of heavy metals and ¹³⁷cesium in lichens (Crête et al., 1989; Macdonald et al., 1996, Thomas, 1992;). Crête et al. (1992) have found in terrestrial lichens collected in northern Quebec cadmium, lead, mercury (µg/g) and ¹³⁷cesium (Bq/kg) concentrations of 0.171, 4.09, 0.09 and 378, respectively. High concentrations of heavy metals have been found in big game animal tissues, even in remote regions (Crête et al., 1987, 1989; Gamber and Scheuhammer, 1994; Elkin and Berthke, 1995; Khan and Forester, 1995,).

Caribou meat from the northern Quebec is commercialised further south and but is still a great part of the Inuit's diet. Current levels of cadmium, lead, mercury and ¹³⁷cesium of this meat is known. According to the World Health Association, the Ministry of Agriculture, Food and Fisheries of Quebec (MAFFQ) has thus fixed a consumption tolerance threshold of 1ppm (wet weight) for cadmium, 2 ppm for lead and 0.5 ppm for mercury levels in kidneys and livers. Considering that these metal concentrations are known to be very low in muscles, no thresholds have been fixed. Dosage of these elements may be necessary to eventually determine the risk related to caribou meat consumption and to assess potential health problems for caribou herds. Objectives of this study were to determine concentration levels of cadmium , lead, mercury and ¹³⁷cesium in muscles, liver and kidneys of caribous hunted for

commercialisation and to evaluate the influence of the sex, age, weight and group on concentrations of cadmium, lead, mercury and ¹³⁷cesium in caribou muscle, liver and kidneys.

Material and method

Samples of diaphragm, muscle, kidney, liver and teeth (first incisors) were collected in 305 caribous of northern Quebec between December 1994-May 1995 and December 1995-May 1996 in four different slaughterhouses of Nunavik Arctic Food (Fig. 1). Animals harvested in the Umiujjaq, Quaqtac and Kangiqsujjuaq region are known to belong to the Leaf River herd. Animals harvested in the Kangiqsualajjuaq region either belonged to the George River herd or the Torngat Mountains herd. We will name these latter animals will be designated as caribous coming from the Kangiqsualajjuaq region. Sites were grouped in two sectors: the site of Kangiqsualajjuaq and a second one including Umiujjaq, Quaqtac and Kangiqsujjuaq. Caribous were hunted by inuit hunters and later brought to the slaughterhouse. Tissue samples were randomly collected during whole hunting season. Two hundred grams of tissue or one whole kidney made up each sample. Specimens were frozen at -20°C in separate plastic bags and shipped to the laboratory for further analysis.

Age determination of caribous was conducted at Matson Laboratories in Montana and, at the Makivik Research Center in northern Quebec. In order to analyze concordance between the two laboratories, 58 central incisors of the same animals were submitted to both laboratories. After analysis of concordance, the animals were then divided in two age groups for statistical analyses: juvenile (0-5 yrs) and adult (≥ 6 yrs). This classification minimized discrepancies between the two laboratories.

All heavy metal analyses were conducted at the « Laboratoires d'Expertise et d'Analyses alimentaires » of the Ministry of Agriculture, Food and Fisheries of Quebec. All tissue samples were homogenized using a blade mixer. For cadmium and lead determination, a 2g aliquot of homogenized samples was dried and microwave digested using 3ml of concentrated nitric acid in a Prolabo Microdigest A300. Controls containing 3ml of nitric acid were included every 16 samples. Sample digestion for mercury analysis was conducted separately using 5g aliquots of homogenised samples. Samples were wet digested by heating, using consecutively nitric acid and sulfuric acid in a Tecator digesting system. Recalibration was performed every 4 samples.

Cadmium and lead determination was done using a Perkin Elmer 4100ZL furnace atomic absorption spectrophotometer. Cadmium and lead were measured at a wavelength of 228.8nm and 283.8nm, respectively. Metal determination was made on pyrocoated platforms using ammonium phosphate and magnesium nitrate as matrix modifier. Precision of the spectrophotometer was checked with a certified reference product (Setpoint from Analytical Products Group Inc #7878) at the beginning of each session. A quality control sample was run every 5 samples. Calibration of the Cd and Pb analysis was continuously checked using certified standard samples (Seigniory Chemical Products #SC 5213151-Cd; #SC 5305430-Pb). Determination limits were 1ppb wet weight for cadmium and 5ppb wet weight for lead. All muscle samples were analyzed without dilution. Liver samples could be diluted to 1/20 and kidney samples to 1/100 for cadmium determination. For lead determination, all kidney samples were analyzed without dilution and liver samples was diluted to 1/3.

Total mercury was determined by cold vapor technique and atomic absorption spectrophotometry (Varian AA-1475) using tin chloride as a reducing agent. Wavelength used for Hg was 253.7nm. Calibration was continuously checked using certified standard samples (Seigniory Chemical Products #SC 5318457). The detection limit was 10ppb wet weight.

^{137}Cs analysis were conducted at the Whiteshell Laboratories in Manitoba, Canada. Ten diaphragm muscle (500g) samples from the Umiujjaq, Kanqisujjuaq and Kangisualujjuaq sites were frozen at -20°C in separate plastic bags and shipped to the laboratory. Analytical method and quality control were done as described by Macdonald et al. (1996). Diaphragm muscle was chosen for analysis because it was not commercialized and thus had no value.

Objective was to verify age, sex and group effect on Cd, Pb and Hg levels ^{137}Cs in different tissues. Because sampling period only covered one season, the effect of « season » could not be investigated.

Standard descriptive statistical analysis were performed. Data (trace element and ^{137}Cs levels) were \log_{10} transformed in order to normalise the distributions. All data are reported on a wet weight basis. A stepwise multiple regression was used with a level of significance set at 0.15 for entry and removal of variables. Model included sex, age, body weight and group as independent variables and Cd, Pb, Hg and ^{137}Cs concentrations as dependent variables. Categorical variables, such as age (two age groups), sex (male or female) or belonging group (Leaf River herd or Kangisualujjuaq region), were dummy-coded for inclusion in the models. Body weight was considered as a continuous variable. The analyses were performed with the REG procedure of SAS (SAS Institute, 1988). Due to big variations in sample numbers when taking sex, age groups and groups into consideration, no interactions were tested in the model.

Results

Descriptive statistics of cadmium concentrations in muscle, liver and kidney samples of adult and juvenile caribous from the two groups are shown in table 1. Cadmium levels in all the organs were significantly influenced ($p < 0.005$) by the group. Animals from the Leaf River herd presented higher levels. Sex had a significant influence ($p < 0.04$) on Cd muscle concentrations, with females presenting higher concentrations than males. Adult females were however absent from the Kangiqsualujjuaq sampling. It is therefore important to note that in every case, sex related influence can only be assessed in the Leaf River herd. We failed to find any age or body weight effects on Cd levels in muscle ($p > 0.05$). However, kidneys and liver concentrations were both significantly influenced by age ($p < 0.008$ and $p < 0.01$, respectively), levels increasing with age. Body weight also had a significant influence ($p < 0.04$) on Cd levels in the liver; lighter animals had higher Cd levels, even when is adjusting for the animal age effects.

Descriptive statistics of lead concentrations in muscle, liver and kidney samples of adult and juvenile caribous from the two groups are shown in table 2. Muscle concentrations were significantly influenced ($p < 0.01$) by the sex in the Leaf river groups. Juvenile females had higher concentrations than juvenile males. There was no group and body weight effects. Lead kidney concentrations were only influenced by group ($p < 0.001$), with animals from the Leaf River herd presenting higher levels. We failed to find any statistically significant sex, age, body weight and group effects in liver lead levels ($p > 0.05$).

Descriptive statistics of mercury concentrations in muscle samples of adult and juvenile from the two groups are shown in table 3. Levels were significantly influenced by the group

($p < 0.02$), animals from the Leaf River herd presenting higher levels. We failed to find any influence of sex, age and body weight effect ($p > 0.05$). Unfortunately, due to a delay in analysis, lead and mercury were only sampled in muscles.

Descriptive statistics of $^{137}\text{Cesium}$ concentrations in muscle samples from the two groups are shown in table 4. Due to a lack of age data and sex, age and sex were not considered as a independent variable in the analysis. No body weight or group effects on ^{137}Cs levels in the muscle were observed ($p > 0.05$).

Discussion

Average cadmium concentrations in skeletal muscle, kidney and liver were higher than levels in reindeers from Lapland and in caribous of the George River herd sampled in 1988 (Rintala et al., 1995; Crête et al., 1989). However, concentrations measured in kidneys and liver of the animals from the Kangiqsualujjuaq region were less contaminated than the caribous of the George River herd (Crête et al., 1989). Mean cadmium levels in kidneys and liver were comparable to levels observed in contaminated moose and white-tailed deer of Ontario (Glooschenko et al., 1988). Caribous of the Northwest Territories and Yukon tended to have higher kidneys and liver cadmium levels than the caribous from our study (Gamberg and Scheuhammer, 1994). According to previously set threshold from the Ministry of Agriculture, Food and Fisheries of Quebec (MAFFQ) unacceptable cadmium levels for human consumption were found in all the kidneys samples and in more than half of the liver samples.

In all organs, cadmium concentrations were significantly higher in the Leaf River caribou herd than in the Kangiqsualujjuaq region. Crête et al. (1992) have shown that lichens in the northwest quarter of northern Quebec tend to have higher cadmium, lead and mercury concentrations than lichens in the middle east regions of northern Quebec. This could explain why animals belonging to the Leaf River caribou herd, which has mostly used the northwest quarter of northern Quebec in the recent years are more contaminated by cadmium, lead and mercury than the George River caribou herd, which migration territory has ranged more over the eastern regions of northern Quebec (Crête et al., 1992).

As it has already been observed for George River herd caribous (Crête et al., 1989), cadmium levels in female muscles were higher than in males. Even if other authors found sex-

related differences in other big game species (Crête et al., 1989; Khan et al., 1995), it appears that sex was not associated with levels in the liver and kidneys. This lack of sex effect on organ levels may be explained by the sampling. Indeed, sampling took place between the rut period and the end of the gestation period, when organ weight variation between the sex might not be as significant than the rut period for the male and, to a lesser degree, for the female at the end of the gestation period (Crête et al., 1989).

As expected, age of animals had a significant influence on cadmium levels in both livers and kidneys, older animals presenting higher cadmium levels. Similar influences have been reported by others for a variety of wild ungulate species (Rintala et al., 1995; Crête et al., 1987, 1989; Stansley et al., 1991). About 50 to 75 percent of the body burden of cadmium is in the kidneys and liver and the approximate half-life of cadmium in the human organism may be as long as 30 years. This retention, causes a progressive accumulation of cadmium in soft tissues, particularly in kidneys (Goyer, 1991).

Caribou muscle and liver samples had lead concentrations much higher than those found in reindeer muscle from Lapland (Rintala et al., 1995). There were also higher liver concentrations than previously reported caribou studies from the George River herd in northern Quebec and the Northwest Territories (Crête et al., 1990; Elkin and Bethke, 1995). Kidney concentrations were higher than levels found in caribou kidneys of the Northwest Territories but comparable to levels found in reindeer from Lapland (Rintala et al., 1995; Elkin and Bethke, 1995). As for cadmium, higher lead levels were measured in female muscles and kidney concentrations were higher in the Leaf River animals than those from the Kangiqsualujjuaq region. Lead kidneys concentrations never exceeded the 2ppm MAFFQ threshold but 5% of the livers had unacceptable lead levels for human consumption.

Muscle mercury levels were higher than levels found in reindeer muscle from Lapland (Rintala et al., 1995). We found higher mercury levels in the Leaf River caribou herd than in the Kangiqsualujjuaq region. It has been suggested that observed high levels of mercury in the Canadian Arctic reflected geological sources and not industrial releases of mercury (Eaton and Farant, 1982). A study conducted in 1991, on polar bears from the Northwest Territories, also suggested that geographical differences of Hg levels in polar bears were unlikely to be attributed to industrial contamination of the environment. Differences in mercury geographical distribution of Hg in the present study were probably due to natural variation in geological or natural atmospheric deposition factors in the two studied areas (Braun et al., 1991). It would be interesting to compare our pending mercury results in liver and kidneys with other published work in large cervids.

Concentration of ^{137}Cs in Northern Quebec caribou muscles were higher than levels found in muscles of caribous sampled in Bluenose, Bonnet Plume and Cape Dorset of the Canadian north (Macdonald et al., 1996). However, our ^{137}Cs muscle levels were lower than those of caribou muscles from the George River herd in 1986 and 1988 (Crête et al., 1993). ^{137}Cs levels measured in caribou muscle during the 1960s and 1980s indicate that these concentrations in caribou decreased considerably following the moratorium on atmospheric weapons testing reached in 1963 (Elkin and Bethke, 1995).

Although higher ^{137}Cs concentrations in lichens were identified in the northern Quebec middle east region which can be associated to two groups were observed. Age and sex of the caribous were not considered in the analysis because most of these variables were not available. However, no differences in feeding behavior have been observed between males and females of

the George River caribou herd (Gauthier et al., 1989). Therefore, it would be surprising to observe that the sex of the animals would represent major influencing factors in ^{137}Cs levels in caribou muscles.

Mean ^{137}Cs concentrations in caribou muscles are known to follow an annual cycle, the highest levels being reached in winter and lowest levels in summer (Macdonald et al., 1996; Crête et al., 1993). Values in the present study should thus be considered as being conservative, in terms of public health issues. The International Commission on Radiological Protection recommends a threshold exposure of 1mSv of artificial ionized radiations in a given year (ICRP, 1991). A person exposed to 1mSv of artificial ionized radiations per year has 1/20 000 chances to develop a fatal cancer over its life time. Animals studied from the George River herd presented higher levels of ^{137}Cs than those of the present study. A dose of 275 caribou muscle meals (killed in winter) would need to be consumed to achieve the annual dose of 1mSv, and more than 600 muscle caribou meals would be needed if the animal was killed during the summer season (Crête et al., 1993). Considering these conclusions, the levels measured in our study appear to be safe if we consider the calculation reported in another study.

Conclusion

We observed a tendency to have higher metal levels concentration in the Leaf River caribou herd than in the Kangiqsualujjuaq region. Higher cadmium and lead muscle levels have also been found in females relative to males. Higher cadmium concentrations in liver and kidneys have also been found in older animals. Cadmium in kidneys and liver is the limiting element relative to human consumption. So advice relative to consumption of liver and kidneys of the caribous of the George River herd, caribous of the Northwest territories and of moose and white-tailed deer from southern Quebec already given have to be maintained (Crête et al. 1987, 1989; Gamber and Scheuhammer, 1994). However, the animals used in the present study were part of a commercialisation program. Therefore, it is important to keep in mind that our results are not representative of the totality of caribous of Northern Quebec but of a small portion of this group. In regards of these considerations it would be interesting to verify if the results are representative of the whole population.

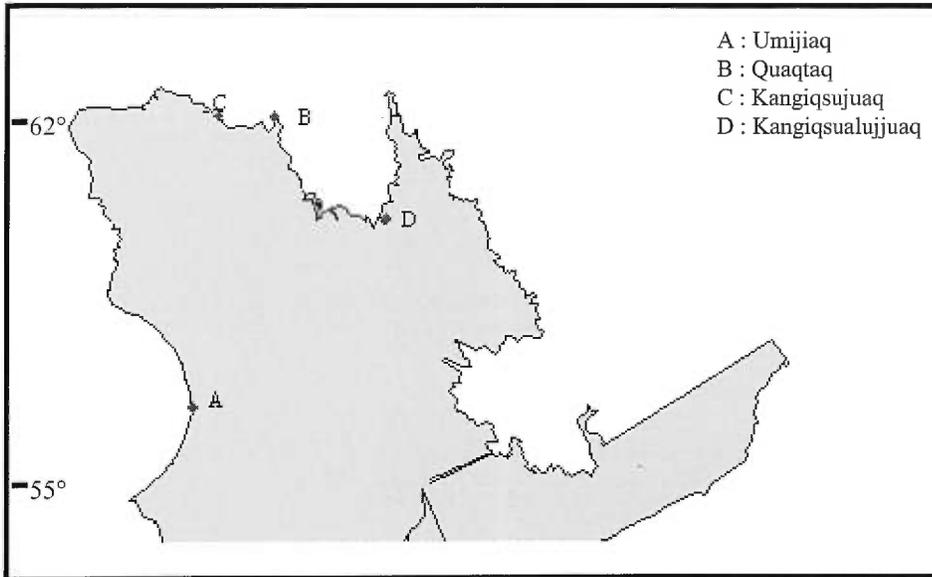


Figure 1: Location of four slaughter houses of Northern Quebec where caribou tissues were sampled between 1994 and 1996.

Table 1: Descriptive statistics of average cadmium concentrations (mg/g wet weight) in caribou muscle, liver and kidney collected between 1994-96 in northern Quebec, according to their age, sex and group.

	Leaf River group						Kangiqsualujjuaq group					
	Male			Female			Male			Female		
	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD
Juvenile (0-5yrs)												
muscle	107	0.014	0.014	40	0.016	0.013	22	0.011	0.018	9	0.008	0.005
Kidney	72	6.967	3.565	34	9.572	9.713	6	4.0	1.681	1	2.3	—
Liver	91	1.158	0.6	38	1.31	1.01	22	0.82	0.523	9	0.911	0.59
Adult (≥6 yrs)												
muscle	79	0.011	0.009	15	0.022	0.004	15	0.015	0.02			—
Kidney	62	9.319	5.028	9	14.533	13.96	5	3.18	2.572			—
Liver	71	1.297	0.772	14	1.57	0.939	15	1.104	0.758			—

(n=number of samples, x=mean, SD=standard deviation)

Table 2: Descriptive statistics of average lead concentrations (mg/g wet weight) in caribou muscle, liver and kidney collected between 1994-96 in northern Quebec, according to their age, sex and group.

	Leaf River group						Kangiqsualujjuaq group					
	Male			Female			Male			Female		
	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD
Juvenile (0-5years)												
muscle	107	0.028	0.086	40	0.067	0.157	22	0.080	0.295	9	0.028	0.041
Kidney	72	0.269	0.095	33	0.284	0.22	6	0.171	0.063	1	0.198	—
Liver	91	1.009	0.758	38	1.17	0.764	22	0.915	0.788	9	1.191	0.765
Adult (≥6 yrs)												
muscle	79	0.121	0.898	15	0.022	0.022	15	0.011	0.005			—
Kidney	62	0.276	0.078	9	0.254	0.115	5	0.185	0.07			—
Liver	71	0.836	0.472	14	0.802	0.389	15	0.958	0.492			—

(n=number of samples, x=mean, SD=standard deviation)

Table 3: Descriptive statistics of average mercury concentrations (mg/g wet weight) in caribou muscle collected between 1994-96 in northern Quebec, according to their age, sex and group.

	Leaf River group						Kangiqsualujjuaq group					
	Male			Female			Male			Female		
	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD
Juvenile (0-5years)	107	0.024	0.011	38	0.024	0.012	22	0.019	0.008	9	0.018	0.01
Adult (≥ 6 yrs)	79	0.022	0.011	15	0.019	0.006	15	0.017	0.008	—	—	—

(n=number of samples, x=mean, SD=standard deviation)

Tableau 4: Descriptive statistics of average $^{137}\text{cesium}$ concentrations (Bq/kg wet weight) in caribou muscle collected between 1994-96 in northern Quebec, according to the group.

Leaf River group			Kangiqualujuaq group		
n	x	SD	n	x	SD
19	97.5	34.8	13	92.1	19.4

(n=number of samples, x=mean, SD=standard deviation)

References

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) (1990) Toxicological profile for lead. Atlanta, 207 pp.
- Barrie, L.A., Gregor, D., Hargrave, B., Lake, R., Muir, D., Shearer, R., Tracey, B. and Bidleman, T. (1992) Arctic contaminants : sources, occurrences and pathways. *Sci. Total Environ.* 122, 1-74.
- Bernard, A. and R. Lauwerys (1990) Early markers of cadmium nephrotoxicity: biological significance and predictive value. *Toxicol. Environ. Chem.* 27, 65-72.
- Bilodeau, P. (1987) Risque d'intoxication liés à la consommation des produits non-commerciales en Abiti-Témiscamingue. Conseil régional de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-témiscamingue. Direction de la recherche et de l'évaluation. pp. 39-73.
- Braun B.M., Norstrom, R.J., Wong, M.P., Collins, B.T. and Lee, J. (1991) Geographical distributions of metals in lives of polar bears from the Northwest Territories, Canada. *Sci. Total. Environ.* 100, 283-299.
- Crête, M., Potvin, F., Walsh, P., Benedetti, J.-L., Lefebvre, M.A., Weber, J.-P., Paillard, G. and Gagnon, J. (1987) Pattern of cadmium contamination in the liver and kidneys of moose and white-tailed deer in Quebec. *Sci.Total Environ.* 66, 45-53.

- Crête, M., Nault, R., Walsh, P., Benedetti, J.-L., Lefebvre, M.A., Weber, J.-P. and Gagnon, J. (1989) Variation in cadmium content of caribou tissues from Northern Quebec. *Sci. Total Environ.* 80, 103-112.
- Crête, M., Lefebvre, M.A., Cooper, M.B., Marshall, H., Benedetti, J.L., Carriere, P.E. and Nault, R. (1990) Contaminations in caribou tissues from northern Quebec. *Rangifer, Spec. Issue No.3*, 289.
- Crête, M., Lefebvre, M.A., Zikovsky, L. and Walsh, P. (1992) Cadmium, lead, mercury and ¹³⁷cesium in fruticose lichens of northern Quebec. *Sci. Total Environ.* 121, 217-230.
- Crête, M., Légaré, J.-M., Daveluy, A. and Gauthier, J (1993) Concentrations saisonnières des radioéléments les plus importants (²¹⁰Pb, ²¹⁰Po et ¹³⁷Cs) présents dans les tissus de caribous du nord québécois après l'accident de Tchernobyl. Report from the Ministry of Environment and Wildlife of Québec. 29pp.
- Elinder, C.G. (1992) Cadmium as an environmental hazard. In: Nordberg, G.F., Herber, R.F.M. and L. Alessio (editors), *Cadmium in the environment : toxicity and carcinogenicity*. International agency for research on cancer. Lyon, pp.123-132.
- Elkin, B.T. and R.W. Bethke (1995) Environmental contaminants in caribou in the Northwest Territories, Canada. *Sci. Total. Environ.* 160/161, 307-321.

- Environmental Health Criteria 86 (EHC). (1989) Mercury environmental aspects. World Health Organisation. Geneva. 115pp.
- Friberg, L., Elinder, C.G., Kjellstrom, T. and Nordberg G.F. (1985) Cadmium and health: a toxicological and epidemiological appraisal. CRC press, Inc., Boca Raton, Florida. 2 vol.
- Gamber, M. and A.M. Scheuhammer (1994) Cadmium in caribou and muskoxen from the Canadian Yukon and Northwest Territories. *Sci. Total Environ.* 143, 221-234.
- Gauthier, L., Nault, R. and Crête, M. (1989) Variations saisonnières du régime alimentaire des caribous du troupeau de la rivière George, Québec nordique. *Naturaliste Can.* 116, 101-112.
- Glooschenko, V., Downess, C., Frank, R., Braun, H.E., Addison, E.M. and Hickie, J. (1988) Cadmium levels in Ontario moose and deer in relation to soil sensitivity to acid precipitation. *Sci. Total Environ.* 71, 173-186.
- Goyer, R.A. (1991) Toxic effects of metal. In: Amdur, M.O., Doull, J. and C.D. (editors). Casarett and Doull's toxicology: The basic science of poisons, fourth edition. McGraw-Hill Inc., Health professions division. Montreal. pp.633-638.
- Holleman, D.F., Luick, J.R. and Whicker F.W. (1971) Transfer of radiocesium from lichen to reindeer. *Health Physics.* 21, 657-666.

International Commission on Radiological Protection (1991) 1990 Recommendations on the International Commission on radiological protection. ICRP Publication 60. Pergamon Press, New York.

Khan, A.T. and D.M. Forester (1995) Mercury in white-tailed deer forage in Russell plantation, Macon County, Alabama. *Vet Human Toxicol.* 37, 45-46.

Macdonald, C.R., Ewing, L.L., Elkin, B.T. and Wiewel, A.M. (1996) Regional variation in radionuclide concentrations and radiation dose in caribou (*Rangifer tarandus*) in the Canadian arctic; 1992-1994. *Sci. Total Environ.* 182, 53-73.

Medvedev, N. (1995) Concentrations of cadmium, lead and sulphur in tissues of wild, forest reindeer from north-west Russia. *Environ. Pollut.* 90, 1-5.

WHO (1979) Évaluation de certains additifs alimentaires et des contaminants: mercure, plomb et cadmium. Comm. mixte FAO/OMS d'experts des additifs alimentaires. Rap. Tech. Ser. 505, No.16.

Nriagu, J.O. (1979) Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the atmosphere. *Nature.* 279, 409-411.

- Nriagu, J.O. and J.M. Pacyna (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*. 333, 134-139.
- Rintala, R., Venäläinen, E.-R. and Hirvi, T. (1995) Heavy metals in muscle, liver, and kidney from Finnish reindeer in 1990-91 and 1991-1992. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54, 158-165.
- Stansley, W., Roscoe, D.E. and Hazen, R.E. (1991) Cadmium contamination of deer livers in New Jersey; human health risk assessment. *Sci. Total. Environ.* 107, 71-82.
- SAS Institute Inc. (1988) SAS/STAT User's Guide. Release 6.03.. SAS Inst. Inc., Cary, North Carolina.
- Taylor, H.W. Svoboda, J. Henry, G.H.R. et Wein, R.W. (1988) Post-Chernobyl ¹³⁴Cs and ¹³⁷Cs levels at some localities in northern Canada. *Arctic*. 41, 293-296.
- Thomas, D.J., Tracey, B., Marshall, H. et Norstrom, R.J. (1992) Arctic terrestrial ecosystem contamination. *The science of the total environment*. 122, 135-164.
- Wolkers, H., Wensing, T., Geert, W.T.A. and Bruinderink, G. (1994) Heavy metals in organs of red deer (*Cervus elaphus*) and wild boar (*Sus scrofa*) and the effect on some trace elements. *Sci. Total Environ.* 144, 191-199.
- Wren, C.D., Harris, S. and Hattruo, N. (1995) Ecotoxicology of mercury and cadmium. In: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton Jr. G.A. and J. Cairns Jr. *Handbook of ecotoxicology*. Lewis Publisher, Boca Raton. pp. 392-423.

IV. Discussion et conclusion

1. Contexte de l'étude

L'objectif premier de la présente étude était de vérifier l'innocuité de la viande de caribou en évaluant la teneur en métaux lourds (cadmium, plomb et mercure) et en césium¹³⁷ des tissus de caribous provenant du Nouveau-Québec et ce en fonction de leur âge, leur sexe, leur poids et leur troupeau d'origine. Le projet s'est déroulé en collaboration avec le MAPAQ dans le cadre d'un projet de commercialisation de la viande de caribou par la société « Nunavik Arctic Food ». Le contexte dans lequel s'est déroulée l'étude nous a permis d'avoir accès à un grand nombre d'échantillons provenant de différents troupeaux. La période d'échantillonnage devait initialement couvrir deux saisons (l'automne et l'hiver) mais puisque les caribous sont des animaux migrateurs très imprévisibles et que, durant les deux années, la saison de chasse fut très tardive, la collecte d'échantillons s'est déroulée seulement durant un saison (l'hiver). L'aspect temporel saisonnier cité précédemment n'a donc pu être étudié. Il est important de rappeler que les animaux faisant partie de l'étude étaient destinés à la commercialisation. Dès lors, ils devaient tous être visiblement en bonne santé lors de l'abattage et les animaux de gros poids étaient privilégiés. Pour ces raisons, une quantité plus élevée de mâles que de femelles a été observée. Les résultats de l'étude ne sont donc pas représentatifs de l'ensemble des animaux des troupeaux étudiés mais bien des animaux de bonne taille, affichant une bonne forme physique.

2. Comparaisons avec d'autres populations de grands cervidés

Les études dans la littérature portant sur les contaminants chez les grands cervidés nous ont permis de dresser un sommaire de la contamination chez les caribous du Nouveau-Québec. Il est important de souligner que le nombre d'échantillons, la région échantillonnée, la période d'échantillonnage, le sexe et l'âge des animaux sont des éléments devant être considérés lors de comparaisons entre différentes études. Afin de faciliter la comparaison, vous trouverez aux tableaux 1, 2 et 3 les concentrations de cadmium, plomb et mercure de la présente étude en µg/g de poids humide et de poids sec (calculées en assumant un pourcentage d'humidité de 75% dans chacun des organes), au tableau 4 les concentrations de césium¹³⁷ (Bq/kg de poids humide) et un résumé des résultats provenant de la littérature dans les tableaux 5 à 11.

Les concentrations de cadmium dans les échantillons de muscles, de reins et de foies des animaux faisant partie de notre étude semblent être supérieures à celles observées chez les caribous du troupeau de la rivière George et chez les rennes du sud de la Laponie (Crête et al., 1989; Rintala et al., 1995). Les animaux de la région de Kangiqsualujjuaq présentent cependant des concentrations inférieures aux animaux du troupeau de la rivière George. Les concentrations retrouvés dans les reins et foies sont cependant comparables aux concentrations observées chez des orignaux et cerfs de Virginie de l'Ontario (Glooschenko et al., 1988) et inférieures aux concentrations observés chez les caribous du Yukon et des territoires du Nord-Ouest (Gamberg et Scheuhammer, 1994). Les données de la littérature présentent des concentrations supérieures au niveau des reins, ces concentrations diminuant dans les foies et finalement dans les muscles.

Dans l'ensemble, les résultats de notre étude semblent présenter des concentrations de plomb supérieures à celles observées dans les muscles, les reins et les foies de rennes de Laponie et dans les foies de caribous des Territoires du Nord-Ouest. Une étude effectuée sur 41 foies de caribou provenant du Nouveau-Québec a présenté des concentrations moyennes de plomb de $1,4 \mu\text{g/g} \pm 0,4$ de poids sec (Crête et al., 1990 b). Ces résultats sont inférieurs aux concentrations de plomb retrouvées dans les foies de caribou de notre étude. Les caribous des Territoires du Nord-Ouest présentent des concentrations de plomb plus élevées dans le foie par rapport aux reins, suivant en cela le patron de contamination équivalent à ce que nous avons trouvé dans notre étude. Les rennes de Laponie présentent pour leur part des concentrations inverses, les reins étant plus contaminés que les foies.

Peu d'études sur les concentrations de mercure dans les tissus de grands cervidés ont été réalisées. Les concentrations de mercure dans les muscles des animaux de notre étude s'avèrent cependant supérieures aux concentrations observées dans les muscles de rennes de Laponie.

L'essai d'armes nucléaires et, plus particulièrement, l'explosion du réacteur nucléaire de Tchernobyl ont suscité l'élaboration de plusieurs projets visant à surveiller les concentrations de césium¹³⁷ dans les tissus de grands cervidés et ce, à l'échelle mondiale. Des concentrations d'activités de césium¹³⁷ s'élevant jusqu'à 56 000 Bq/kg furent rapportés dans des muscles de rennes de la Norvège durant les mois suivant l'explosion (Macdonald et al., 1996). Bien que l'activité de césium¹³⁷ détectée dans les muscles de caribou du Nouveau-Québec l'année suivant l'explosion était inférieure à celle observée dans les animaux des pays Scandinaves (Crête et al., 1993), nos résultats démontrent une baisse significative de celle-ci avec les années. En comparant les résultats de la présente étude avec une étude réalisée sur des troupeaux de caribous de l'Arctique canadien entre 1992 et 1994, on remarque que les

animaux du Nouveau-Québec se comparent aux animaux présentant les concentrations d'activités les plus élevés. Ces concentrations élevées peuvent être expliqués par le fait que les concentrations de césium¹³⁷ les plus élevées dans les tissus de caribous seraient observées dans les régions Arctiques les plus au sud (*mid-latitudinal*), région dont fait partie le Nouveau-Québec, tandis que les différences observées chez des animaux occupant les mêmes latitudes seraient associées à la quantité de lichen ingéré par les animaux (Macdonald et al., 1996).

La différence observée entre nos résultats et ceux de la littérature peut dépendre de plusieurs facteurs. Bien que la pollution atmosphérique soit responsable d'une grande partie de la variation, l'âge moyen des animaux et les méthodes d'échantillonnage, de prélèvements et d'analyses peuvent aussi affecter les résultats. Prenons comme exemple l'étude de Gamberg et Schuhammer (1994) portant sur le dosage du cadmium dans les tissus de caribou des Territoires du Nord-Ouest et du Yukon, les dosages du cadmium dans les reins ont été effectué au niveau du cortex rénal. Dans notre étude, les analyses se sont déroulées à partir d'un homogénat de rein complet. En sachant que le cadmium s'accumule au niveau du cortex rénal (Goyer, 1991), les concentrations de cadmium dans les reins risque donc d'être plus élevées dans le cas où seul le cortex rénal aura été analysé. Il est donc important de rappeler que les variations au niveau des techniques d'analyse ne nous permettent pas d'établir de véritables comparaisons entre les différentes études mais plutôt de dresser un portrait globale de la contamination des grands cervidés.

3. Différence entre les groupes

De par leurs caractéristiques physiques, les lichens bioaccumulent tous les éléments faisant partie de cette étude. Comme ces végétaux représentent le plus grand apport dans le régime alimentaire du caribou, ils sont la cause principale de la présence de ces contaminants dans les tissus de ces cervidés (Frosliet al., 1984; Crête et al., 1989, 1992; Gamberg et Scheuhammer, 1994; Macdonald et al., 1996). La contamination de ces animaux semble suivre une dynamique influencée par plusieurs facteurs. En plus de dépendre de la saison où l'animal aura été abattu, le sexe, l'âge et le poids semblent jouer un rôle significatif dans le cheminement suivi par ces contaminants (Crête et al., 1989, 1992; Gamber et Scheuhammer, 1994).

Les résultats de taux de métaux lourds dans les tissus de caribous ont démontré une différence significative entre les différents groupes étudiés. En suivant le déplacement par colliers émetteurs (communication personnelle, Serge Couturier, biologiste au Ministère de l'environnement et de la Faune) des caribous appartenant au troupeau de la rivière aux feuilles, nous avons pu établir que les tissus prélevés dans les établissements d'Umiujuaq, Kangisqsjuaq et Quaqtuaq provenaient de ce troupeau. Pour ce qui est des tissus provenant de l'établissement de Kangisqsjuaq, le suivi par satellite des animaux du troupeau de la rivière Georges a démontré un risque peu probable de la présence de ces animaux dans la région durant les périodes d'échantillonnage. Les animaux sembleraient plutôt appartenir à un troupeau de caribous qui occuperait les montagnes Torngats en permanence (communication personnelle de Serge Couturier). Malheureusement, peu de données quant aux effets et la dynamique de ce troupeau sont disponibles. À la lumière des connaissances actuelles, il est donc difficile d'associer les échantillons provenant de Kangisqsjuaq à ce troupeau.

Des variations significatives de concentrations en cadmium associées aux territoires ont pu être observées chez des orignaux d'Ontario (Glooschenko et al., 1988), des caribous de Norvège (Froslic et al., 1986) et chez des orignaux et cerfs de Virginie du sud du Québec (Crête et al., 1987_b). Des études sur des orignaux de Terre-Neuve et du Maine (Scanlon et al., 1986; Brazil et Ferguson, 1989) et des caribous du Yukon et des Territoires du Nord-ouest n'ont par ailleurs démontré aucune différence de concentrations de cadmium pouvant être associée à la situation géographique. Ces observations plutôt disparates peuvent être dues à la cinétique des polluants avec la faune de ces différents secteurs. En effet, les taux de contaminants seront toujours plus importants près des sources d'émissions (ex: une fonderie ou un incinérateur) (Sileo et Beyer, 1985). Ce fait peut expliquer les différences observées dans des secteurs plus ou moins rapprochés des zones industrielles, telles le sud de l'Ontario et du Québec. Dans les secteurs plus éloignés comme les régions nordiques, la contamination sera plutôt associée aux transports atmosphériques sur de longues distances. Sous ces conditions, l'importance des contaminants ne devrait pas différer autant entre les sites. Il faut néanmoins souligner que le trajet des grands courants atmosphériques, les capacités tampon et le degré d'acidité du sol sont des facteurs pouvant influencer l'accumulation de contaminants chez les herbivores sauvages (Gamberg et Scheuhammer, 1994).

Quels sont les facteurs qui expliquent les différences significatives de concentrations de métaux lourds entre les animaux de la région de Kangisuaullujuaq et ceux des autres sites? Deux explications pourraient nous permettre de répondre à cette question. La première serait associée au fait que les concentrations de cadmium, plomb et mercure dans le lichen du Nouveau-Québec sont plus élevées dans les régions plus à l'ouest du Nouveau-Québec (Crête et al., 1992). Le territoire de migration du troupeau de la rivière aux feuilles s'étale principalement du nord au sud de la partie ouest du Nouveau-Québec depuis les dernières

années (Crête et al., 1992). Ce troupeau serait donc plus enclin à avoir des teneurs en métaux supérieures à celles retrouvées chez les animaux du troupeau de la rivière George et des Montagnes Torngat. Le territoire de migration du troupeau de la rivière George couvre les régions plus à l'est depuis les dernières années (Crête et al., 1992).

Une deuxième explication serait quant à elle liée à la topographie du territoire. En supposant que les animaux provenant de la région de Kangiqsualujjuaq appartiennent au troupeau des montagnes Torngat, il serait alors plausible, de par leur situation géographique, que ces animaux aient des concentrations moins élevées que celles observées chez les autres troupeaux du Nouveau-Québec. La chaîne de montagnes Torngat s'étend du nord au sud dans la partie nord-est du Nouveau-Québec (à l'est de la Baie d'Ungava) jusqu'au Labrador. Les animaux du troupeau des Montagnes Torngat occuperaient ce territoire en permanence et se nourriraient principalement dans les vallées et les plaines (communication personnelle, Serge Couturier). Il est possible que la trajectoire des contaminants présents dans les grands courants atmosphériques puisse être stoppée par les montagnes avant d'atteindre les secteurs où les animaux s'alimentent. Les faibles taux tissulaires de métaux lourds étant fortement associés à de faibles apports alimentaires (Goyer, 1991), les effets d'une concentration moins élevée de métaux lourds dans les végétaux pourraient être observés chez les caribous. Pour confirmer ces explications, il serait important, premièrement, d'aller échantillonner les lichens de cette région pour connaître leurs teneurs en métaux lourds et, deuxièmement, d'étudier en détail la dynamique du troupeau de caribou des Montagnes Torngat.

4. Différence entre les sexes

Le sexe semble avoir eu une influence sur les concentrations de cadmium et de plomb dans les muscles. Les femelles plus âgées ($0,022 \pm 0,004$) démontrent en effet de plus fortes teneurs en cadmium que les mâles ($0,011 \pm 0,009$) du même groupe, tandis que pour le plomb, les femelles appartenant au groupe 0-5ans ($0,067 \pm 0,157$) semblent avoir de plus fortes concentrations que les mâles ($0,028 \pm 0,086$).

Commençons par expliquer les différences de concentrations dans les muscles entre les sexes. La période de rut à l'automne est un événement très exigeant pour les mâles. En augmentant leur métabolisme et en mobilisant toute leur énergie durant cette période, ces animaux métabolisent, via le foie et les reins, une grande partie des métaux présents dans leur organisme. Il est alors plausible de penser observer des concentrations supérieures de métaux chez les femelles durant l'hiver puisque ces dernières subissent ce type de stress plus tard vers la fin de leur période de gestation et durant leur lactation.

Afin d'expliquer les interactions observées entre le sexe et l'âge, il faut se référer à la cinétique des deux contaminants dans l'organisme et à l'état physiologique des femelles durant la gestation. L'absorption gastro-intestinale du cadmium est augmentée lors d'une déficience alimentaire en calcium et en fer ou d'une alimentation faible en protéines et nous savons que les besoins en calcium augmentent chez les femelles en gestation. Pour ce qui est du plomb, son transfert via le placenta et le lait maternel est un phénomène bien connu (Goyer, 1991). En considérant que les femelles caribous atteignent leur maturité sexuelle entre 16 et 30 mois (Beaudin, 1983) et que la moyenne d'âge des femelles, pour les deux groupes d'âge de l'étude, est respectivement de 2,5 et 7,5 ans dans le troupeau de la rivière aux Feuilles, en considérant également qu'aucune femelle échantillonnée dans la région de Kangiqsualujjuaq n'est âgée de plus de cinq ans, la moyenne d'âge y étant de 1,5 ans, il est possible de retrouver une plus

grande quantité de femelles en voie de se reproduire dans le groupe d'âge cinq ans et plus. Il est donc permis de s'attendre à retrouver des concentrations de plomb moins élevées dans le groupe de femelles moins âgées et des concentrations de cadmium plus élevées chez les femelles plus âgées et donc possiblement gestantes.

5. Cinétique générale des métaux dans l'organisme

Comme nous l'avons cité précédemment, la voie orale représente la principale voie d'entrée du cadmium, plomb, mercure et césium¹³⁷ chez les grands cervidés. Bien qu'ils possèdent des demi-vies très différentes, tous ces métaux ont la particularité de se bioaccumuler dans l'organisme. Le cadmium s'accumule principalement aux niveaux des reins tandis que le plomb se concentre dans trois compartiments: le sang, les tissus mous (reins, moelle épinière, foie, cerveau) et les tissus minéralisés (os et dents). Le mercure aura de grandes affinités pour le système nerveux et le césium¹³⁷ absorbé sera rapidement distribué dans les tissus mous, plus particulièrement dans les muscles squelettiques (Holleman et al., 1971). La cinétique de ces métaux dans l'organisme s'avère donc très différente.

Comme le démontre nos résultats, on observe, par ordre décroissant, des concentrations de cadmium beaucoup plus élevées dans les reins (2,3 à 14,533 µg/g poids humide), les foies (0,82 à 1,57 µg/g poids humide) et finalement les muscles (0,008 à 0,022 µg/g poids humide) et ce, quels que soient la région, l'âge et le sexe des animaux. Cette dynamique est facilement explicable par le fait que les reins sont les principaux organes où le métal sera entreposé en vue de son élimination. On retrouvera ensuite des concentrations plus élevées dans le foie. En effet, ce dernier joue un rôle d'agent de détoxification qui, en liant le métal à la métallothionéine, permet de diminuer la concentration de contaminant sous sa forme libre de la circulation. Les concentrations de cadmium dans les muscles peuvent être associés au cadmium libre dans la circulation sanguine et sont principalement associés à une contamination récente de l'organisme (Crête et al., 1989_b).

Les concentrations de plomb dans les muscles (0,028 à 0,121 $\mu\text{g/g}$ poids humide) et les reins (0,171 à 0,284 $\mu\text{g/g}$ poids humide) sont sensiblement stables quels que soient la région, l'âge et le sexe des animaux. Tout comme le cadmium, la concentration de plomb au niveau des reins augmente avec l'âge (Goyer, 1991). Comment alors expliquer l'absence de variation en fonction de l'âge au niveau des reins? Quatre-vingt-quinze pour cent de la concentration totale de plomb dans l'organisme seront stockés dans les tissus minéralisés dont la demi-vie est d'environ 20 ans. Le plomb présent dans le sang sera pour sa part éliminé par les reins et par la bile. Avec une moyenne d'âge total de 5 ans, les animaux de notre étude sont donc probablement trop jeunes pour qu'on remarque une variation de la concentration de plomb au niveau des reins.

Comme nous l'avons expliqué précédemment, on observe une différence de concentration au niveau du foie. (0,802 à 1,191 $\mu\text{g/g}$ poids humide). Différence que l'on peut associer à l'âge et au sexe des animaux.

Les concentrations de mercure et de césium¹³⁷ ont uniquement été calculées au niveau du muscle. Il est donc difficile de dresser la cinétique générale de ces contaminants chez les animaux de l'étude. Nous les comparerons plutôt à des résultats de la littérature.

6. Conclusion

L'objectif principal de la présente étude était d'évaluer la teneur en métaux lourds (cadmium, plomb et mercure) et en césium¹³⁷ de tissus de caribou provenant du Nouveau-Québec et ce, en fonction de l'âge, du sexe, du poids et du troupeau d'origine des animaux. Les résultats obtenus dans la présente étude nous ont permis de tirer les conclusions suivantes. En général, les animaux appartenant au troupeau de la rivière aux Feuilles semblent présenter des concentrations de métaux lourds supérieures que les animaux de la région de Kangiqsualujjaq. Cette variation est d'autant plus surprenante si on la considère dans une optique de risque pour la santé des consommateurs de caribou. En effet, il est moins risqué de consommer des animaux abattus dans la région de Kangiqsualujjaq que des animaux appartenant au troupeau de la rivière aux Feuilles. Ces résultats devraient susciter le besoin de connaître le troupeau auquel appartiennent les animaux abattus dans la région de Kangiqsualujjaq. Des variations liées au sexe ont aussi été observées. Bien que plusieurs recherches ont, elles aussi, rapporté ce type de variations, on note que les mécanismes associés à ce type de variations chez les grands ongulés sauvages restent à être démystifier. Les résultats de la présente étude démontrent que les risques de contamination associés à la consommation de tissus de caribou sont très faibles dans les conditions où seul les muscles sont consommés. De plus, une étude de risque associée à la consommation de reins et de foies de caribous par la population inuit a démontré que le risque d'intoxication par le cadmium par la seule consommation de viande de caribou était très faible (Wormworth, 1995).

En terminant, considérant l'ensemble de ces recommandations, il serait intéressant de souligner la place tenue par les aliments traditionnels dans la diète Inuit. Dans l'ensemble, 55% de la population Inuit du Nouveau-Québec considèrent les aliments commerciaux moins sains

et moins nourrissant que les aliments traditionnels (Santé Québec, 1994). La contribution moyenne des aliments traditionnels à l'énergie et aux nutriments augmenterait avec l'âge et ce, tant chez la femme que chez l'homme et une variation du taux de consommation peut-être observée entre les saisons. Ainsi, il semble que durant l'hiver, les Inuit dépendent surtout de la viande de caribou, de l'omble chevalier, du lagopède et à moindre degré, de la viande de phoque et du gras faisandé de phoque et de béluga. À la lumière de ces connaissances et en se rappelant que la consommation d'aliments traditionnels (béluga, caribou, phoque...) par le peuple Inuit est associée à certains risques de contamination (Santé Québec, 1994), serait-il important de remettre en question les seuils de tolérance qu'en a la consommation d'abats de caribou fixés par le MAPAQ? La consommation de ces aliments peut, jusqu'à un certain point, constituer un risque pour la santé des Inuit. Serait-ce tout de même une bonne idée d'encourager le changement de leurs habitudes alimentaires et ce, en sachant que les aliments traditionnels fournissent une quantité appréciables de nutriments et qu'ils sont par le fait même le reflet de l'identité sociale et culturelle d'un peuple.

Tableau 1 : Statistiques descriptives des concentrations moyennes de cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids humide et sec) dans des échantillons de foies, de reins et de muscles de caribou prélevés entre 1994 et 1996 au Nouveau-Québec et ce, en fonction de l'âge, du sexe et du groupe.

	Troupeau de la rivière aux feuilles						Région de Kangiqsualujjuaq					
	Mâle			Femelle			Mâle			Femelle		
	n	x	DS	n	x	DS	n	x	DS	n	x	DS
$\mu\text{g/g}$ de poids humide												
0-5 ans												
muscle	107	0.014	0.014	40	0.016	0.013	22	0.011	0.018	9	0.008	0.005
reins	72	6.967	3.565	34	9.572	9.713	6	4.0	1.681	1	2.3	—
foie	91	1.158	0.6	38	1.31	1.01	22	0.82	0.523	9	0.911	0.59
5+ ans												
muscle	79	0.011	0.009	15	0.022	0.004	15	0.015	0.02		—	
reins	62	9.319	5.028	9	14.533	13.96	5	3.18	2.572		—	
foie	71	1.297	0.772	14	1.57	0.939	15	1.104	0.758		—	
$\mu\text{g/g}$ de poids sec												
0-5 ans												
muscle	107	0.045	0.043	40	0.053	0.046	22	0.037	0.061	9	0.026	0.018
reins	72	23.22	11.88	34	31.908	32.378	6	13.33	5.605	1	7.67	—
foie	91	3.861	2.528	38	3.899	3.366	22	2.734	1.746	9	3.035	1.967
5+ ans												
muscle	79	0.038	0.03	15	0.073	0.074	15	0.048	0.067		—	
reins	62	31.06	16.758	9	48.444	46.532	5	10.6	8.574		—	
foie	71	4.323	2.574	14	5.233	3.132	15	3.683	2.526		—	

(n=nombre d'échantillons, x=moyenne, DS=déviatiion standard)

Tableau 1 : Statistiques descriptives des concentrations moyennes de cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids humide et sec) dans des échantillons de foies, de reins et de muscles de caribou prélevés entre 1994 et 1996 au Nouveau-Québec et ce, en fonction de l'âge, du sexe et du groupe.

	Troupeau de la rivière aux feuilles						Région de Kangiqsualujuaq					
	Mâle			Femelle			Mâle			Femelle		
	n	x	DS	n	x	DS	n	x	DS	n	x	DS
$\mu\text{g/g}$ de poids humide												
0-5 ans												
muscle	107	0.014	0.014	40	0.016	0.013	22	0.011	0.018	9	0.008	0.005
reins	72	6.967	3.565	34	9.572	9.713	6	4.0	1.681	1	2.3	—
foie	91	1.158	0.6	38	1.31	1.01	22	0.82	0.523	9	0.911	0.59
5+ ans												
muscle	79	0.011	0.009	15	0.022	0.004	15	0.015	0.02		—	
reins	62	9.319	5.028	9	14.533	13.96	5	3.18	2.572		—	
foie	71	1.297	0.772	14	1.57	0.939	15	1.104	0.758		—	
$\mu\text{g/g}$ de poids sec												
0-5 ans												
muscle	107	0.045	0.043	40	0.053	0.046	22	0.037	0.061	9	0.026	0.018
reins	72	23.22	11.88	34	31.908	32.378	6	13.33	5.605	1	7.67	—
foie	91	3.861	2.528	38	3.899	3.366	22	2.734	1.746	9	3.035	1.967
5+ ans												
muscle	79	0.038	0.03	15	0.073	0.074	15	0.048	0.067		—	
reins	62	31.06	16.758	9	48.444	46.532	5	10.6	8.574		—	
foie	71	4.323	2.574	14	5.233	3.132	15	3.683	2.526		—	

(n=nombre d'échantillons, x=moyenne, DS=déviatiion standard)

Tableau 2: Statistiques descriptives des concentrations moyennes de plomb ($\mu\text{g/g}$ poids sec) dans des échantillons de foies, de reins et de muscles de caribou prélevés entre 1994 et 1996 au Nouveau-Québec et ce, en fonction de l'âge, du sexe et du groupe.

	Troupeau de la rivière aux feuilles						Région de Kangiqsualujjuaq					
	Mâle			Femelle			Mâle			Femelle		
	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD	n	x	SD
$\mu\text{g/g}$ de poids humide												
0-5 ans												
muscle	107	0.028	0.086	40	0.067	0.157	22	0.080	0.295	9	0.028	0.041
reins	72	0.269	0.095	33	0.284	0.22	6	0.171	0.063	1	0.198	—
foie	91	1.009	0.758	38	1.17	0.764	22	0.915	0.788	9	1.191	0.765
5+ ans												
muscle	79	0.121	0.898	15	0.022	0.022	15	0.011	0.005		—	
reins	62	0.276	0.078	9	0.254	0.115	5	0.185	0.07		—	
foie	71	0.836	0.472	14	0.802	0.389	15	0.958	0.492		—	
$\mu\text{g/g}$ de poids sec												
0-5 ans												
muscle	107	0.092	0.288	40	0.221	0.524	22	0.269	0.984	9	0.093	0.137
reins	72	0.897	0.319	33	0.947	0.733	6	0.57	0.211	1	0.66	—
foie	91	3.364	2.528	38	3.898	2.545	22	3.065	2.628	9	3.971	2.552
5+ ans												
muscle	79	0.405	2.994	15	0.099	0.127	15	0.039	0.019		—	
reins	62	0.919	0.26	9	0.842	0.384	5	0.618	0.233		—	
foie	71	2.787	1.574	14	2.672	1.292	15	3.194	1.64		—	

(n=nombre d'échantillons, x=moyenne, DS=deviation standard)

Tableau 3: Statistiques descriptives des concentrations moyennes de mercure ($\mu\text{g/g}$ poids humide et sec) dans des échantillons de muscles de caribou prélevés entre 1994 et 1996 au Nouveau-Québec et ce, en fonction de l'âge, du sexe et du groupe.

	Troupeau de la rivière aux feuilles						Région de Kangiqsualujjuaq					
	Mâle			Femelle			Mâle			Femelle		
	n	x	DS	n	x	DS	n	x	DS	n	x	DS
$\mu\text{g/g}$ de poids humide												
0-5 ans	107	0.024	0.011	38	0.024	0.012	22	0.019	0.008	9	0.018	0.01
5+ ans	79	0.022	0.011	15	0.019	0.006	15	0.017	0.008		—	
$\mu\text{g/g}$ de poids sec												
0-5 ans	107	0.08	0.036	38	0.08	0.040	22	0.066	0.029	9	0.06	0.034
5+ ans	79	0.074	0.035	15	0.064	0.023	15	0.059	0.027		—	

(n=nombre d'échantillons, x=moyenne, DS=deviation standard)

Tableau 4 : Statistiques descriptives des concentrations moyennes de césium¹³⁷ (Bq/kg poids humide) dans des échantillons de muscles de caribou prélevés entre 1994 et 1996 au Nouveau-Québec et ce, en fonction du groupe.

Troupeau de la rivière aux feuilles			Région de Kangiqsualujjuaq		
n	x	DS	n	x	DS
19	97.5	34.8	13	92.1	19.4

(n=nombre d'échantillons, x=moyenne, DS=deviation standard))

Tableau 5: Concentrations moyennes de cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids sec) dans les muscles squelettiques, les reins et les foies de caribou provenant du troupeau de la rivière George prélevés durant l'hiver 1986 en fonction de l'âge et du sexe (d'après Crête et al., 1989) .

	Mâles			Femelles		
	X	SE	N	X	SE	N
MUSCLE						
0-11 mois	0.002	0.002	7	0.09	0.09	6
12-23 mois	0.0	—	2	0.265	0.265	2
> 24 mois	0.012	0.007	7	0.017	0.007	28
REINS (sexe confondu)						
0-11 mois	14.8	0.6	18			
12-23 mois	18.6	1.6	4			
> 24 mois	51.3	1.1	41			
FOIE (sans considération de l'âge)						
	3.4	0.2	28	2.9	0.2	43

Tableau 6: Concentrations moyennes de cadmium, plomb et mercure ($\mu\text{g/g}$ poids humide) dans les muscles squelettiques, les reins et les foies de renne provenant du sud de la Laponie prélevés entre 1990-91 en fonction de l'âge (d'après Rintala et al., 1995).

Organes	- D'UN AN			+ DE 2 ANS		
	X	Écart-type	N	X	Écart-type	N
CADMIUM						
Muscle squelettique	0.001	—	10	0.002	0.001	14
Reins	0.525	0.206	30	1.72	1.55	30
Foie	0.190	0.073	30	0.402	0.358	30
PLOMB						
Muscle squelettique	0.01	—	3	0.01	0.004	15
Reins	0.33	0.09	30	0.27	0.09	30
Foie	0.13	0.06	30	0.16	0.11	30
MERCURE (tout âge confondu)						
Muscle squelettique	Les concentrations varie entre 0.005 et 0.006 et plusieurs sont en dessous du niveau de détection					

Tableau 7: Concentrations moyennes de cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids sec), plomb ($\mu\text{g/g}$ poids sec) et mercure ($\mu\text{g/g}$ poids humide) dans les muscles squelettiques, les reins et les foies de 10 caribous par sites provenant des Territoires du Nord-Ouest prélevés en 1991 (d'après Elkin et Bethke, 1995)

Organe	Site d'échantillonnage				
	Bathurst	Arviat	Southampton Island	Cape Dorset	Lake Harbour
CADMIUM					
Reins	9.68 (1.27)	33.87 (6.06)	18.79 (3.29)	14.06 (2.27)	31.98 (2.30)
Foie	1.96 (0.14)	3.69 (0.62)	—	2.24 (0.47)	4.39 (0.71)
PLOMB					
Reins	0.11 (0.02)	0.10 (0.02)	0.33 (0.06)	0.42 (0.07)	0.47 (0.10)
Foie	0.38 (0.07)	0.25 (0.08)	—	2.64 (0.27)	3.38 (0.73)

Tableau 8: Concentrations minimales et maximales de cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids humide) dans les reins et les foies de cerf de Virginie et d'original provenant d'Ontario (d'après Glooschenko et al., 1988).

Groupe d'âge	Original		Cerf de Virginie	
	X	N	X	N
FOIE (sexe confondu)				
$\leq 0,5$ ans	0,1-1,4	5	0,1-0,3	4
0,5-1,5 ans	0,4-3,4	5	0,2-1,5	4
1,5-4,5 ans	1,1-1,4	5	0,3-1,0	4
$\geq 4,5$ ans	1,6-5,7	5	0,4-1,9	4
REINS (sexe confondu)				
$\leq 0,5$ ans	0,6-4,4	5	0,8-2,9	4
0,5-1,5 ans	4,4-12,8	5	1,4-9,2	4
1,5-4,5 ans	4,4-20,3	5	4,4-15,1	4
$\geq 4,5$ ans	15,1-51,4	5	4,6-34,0	4

Tableau 9: Concentrations moyennes de cadmium ($\mu\text{g/g}$ poids sec) dans les reins et les foies de caribou provenant du Yukon et des territoires du Nord-Ouest collectés au printemps entre 1985 et 1990 (d'après Gamberg et Scheuhammer, 1994).

âge en années	FOIE			REINS		
	X	SD	N	X	SD	N
0,5	—	—	—	—	—	—
1	27,63	16,06	3	5,54	1,28	4
2	23,58	8,07	6	4,74	3,39	9
3	32,84	11,04	3	4,88	2,43	9
4	42,01	11,61	5	5,69	2,87	12
5	87,18	22,94	2	6,74	4,84	9
6	52,29	—	1	5,72	2,50	9
7	68,65	30,00	2	8,97	5,02	5
8	61,57	—	1	4,62	0,04	2
9	53,30	—	1	7,52	3,30	8
10	—	—	—	7,72	3,89	5
11	—	—	—	—	—	—
12	—	—	—	9,17	—	1
13	—	—	—	4,67	3,04	3
15	166,30	—	1	—	—	—

Tableau 10: Concentration moyenne (Bq/kg de poids humide) de Cs¹³⁷ dans les muscles de caribou collectés au Nouveau-Québec (d'après Crête et al., 1993).

mois/année	MUSCLE		
	X	Ecart-type	N
février 1987	1378	84	11
mars 1987	556	32	10
novembre 1987	636	35	14

Tableau 11: Concentration moyenne de Cs¹³⁷ (Bq/kg de poids humide) dans les muscles de caribous prélevés dans l'Arctique canadien entre 1992 et 1994 (d'après Macdonald et al., 1996).

Site/troupeau	X	DS	N
Bluenose	49,1	37,8-63,8	16
Bonnet Plume	55,2	42,9-71,1	16
Tay	145	113-185	16
Finlayson	115	97,9-134	16
Bathurst	131	97,1-178	16
Beverly	231	188-286	16
Cape Dorset	33,7	22,1-51,5	16
Lake Harbour	111	68,7-178	16
Lake Harbour	127	87,9-185	16

Bibliographie

Anonyme. 1989. Environmental Health Criterie 86. Mercury environmental aspects. World Health Organisation. Geneva. 115pp.

Anonyme. 1990. Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR) U.S. Public Health Service in collaboration with U.S. Environmental Protection Agency (EPA). Toxicological profile for lead. 207 p.

Anonyme. 1990_b. Environmental Health Criterie 101. Methylmercury. World Health Organisation. Geneva. 144pp.

Ahman, B. 1994. Radiocaesium in reindeer (*Rangifer tarandus tarandus*) after fallout from the Chernobyl accident. Department of clinical nutrition. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Suède.

Ahman, B. 1994_b. Body burden and distribution of ¹³⁷Cs in reindeer. Department of clinical nutrition. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala, Sweden.

Barrie, L.A., Gregor, D., Hargrave, B., Lake, R., Muir, D., Shearer, R., Tracey, B. and Bidleman, T. 1992. Arctic contaminants : sources, occurrences and pathways. *Sci. Total Environ.*, 122: 1-74.

Beaudin, L., 1983. Guide des mammifères terrestres du Québec, de l'Ontario et des Mritimes. Éditions du Nomade, 301p.

Benedetti, J.-L., Dewailly, E., Turcotte, F., Lefebvre, M. 1994. Unusually high blood cadmium associated with cigarette smoking among tree subgroups of the general population Quebec, Canada. *Sci. Total Environ.*, 152: 161-167.

Bernard, A. et Lauwerys, R. 1990. Early markers of cadmium nephrotoxicity : biological significance and predictive value. *Toxicolo. Environ. Chem.*, 27 : 65-72.

Bilodeau, P. 1987. Risque d'intoxication liés à la consommation des produits non-commerciales en Abiti-Témiscamingue. Conseil régional de la santé et des services sociaux de l'Abiti-témiscamingue. Direction de la recherche et de l'évaluation. pp. 39-73.

Blanchard, R.L. et Kearney, J.W. 1967. Natural radioactivity and ¹³⁷Cs in alaskan caribou and reindeer samples. *Environ Sci. Technol.*, 11: 932-939.

Borch-Johnsen, B., Obson, K.S. et K.J. Nilssen, 1987. Seasonal siderosis in Svalbard reindeer. *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 526: 355-356.

Boutron, C.F. et Patterson, C.C. 1983. The occurrence of lead in Antarctica recent snow firn deposited over the last two centuries and prehistoric ice. *Geochim. Cosmochim. Acta.*, 47: 1355-1368.

Brazil, J. and S. Ferguson, 1989. Cadmium concentrations in Newfoundland moose. *Alces*, 25: 65-72.

Clarke, R.H. et T.R.E. Southwood. 1989. Risks from ionizing radiation. *Nature*. 338: 197-198.

Copius Peereboom, J.W. et Copius Peereboom-Stegeman, J.H. 1981. Exposure and health effects of cadmium Part 2. Toxic Effects of Cadmium to Animals and Man. *Toxicol. Environ. Chem. Rev.*, 4: 67-178.

Craste, L. et Burgat-Sacaze, V. 1995. Les cervidés sauvages bioindicateurs de pollution par le cadmium. *Rev. méd. vét.*, 146: 583-592.

Crête, M., LeHénaff, D., Nault, R., Vandal, D. et Lizotte, N. 1987. Estimation du nombre de caribous associés aux aires de mise-bas de la rivière aux feuilles et de la rivière George en 1986. Étude du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche.

Crête, M., Potvin, F., Walsh, P., Benedetti, J.-L., Lefebvre, M.A., Weber, J.-P., Paillard, G. et Gagnon, J. 1987 b. Pattern of cadmium contamination in the liver and kidneys of moose and white-tailed deer in Quebec. *Sci.Total Environ.* 66: 45-53.

Crête, M., Nault, R., Walsh, P., Benedetti, J.-L., Lefebvre, M.A., Weber, J.-P. and J. Gagnon, 1989. Variation in cadmium content of caribou tissues from Northern Quebec. *Sci. Total Environ.* 80: 103-112.

Crête, M., Morneau, C. et Nault, R. 1989 b. Biomasse et espèces de lichens terrestres disponibles pour le caribou dans le nord du Québec. *Can. J. Botan.* 68: 2047-2053.

Crête, M., Huot, J. et Gauthier, L. 1990. Food selection during early lactation by caribou calving on the tundra in Quebec. *Arctic*. 43: 60-65.

Crête, M., Lefebvre, M.A., Cooper, M.B., Marshall, H., Benedetti, J.L., Carriere, P.E. and R. Nault, 1990 b. Contaminations in caribou tissues from northern Quebec. *Rangifer, Spec. Issue No.3*: 289.

Crête, M., Lefebvre, M.A., Zikovsky, L. et Walsh p. 1992. Cadmium, lead, mercury and ¹³⁷cesium in fruticose lichens of northern Quebec. *Sci.Total Environ.* 121: 217-230.

Crête. M, Légaré, J.M., Daveluy, A. et J. Gauthier, 1993. Concentrations saisonnières des radioéléments les plus importants (²¹⁰Pb, ²¹⁰Po et ¹³⁷Cs) présents dans les tissus de caribous du nord du Québec après l'accident de Tchernobyl. Rapport du Ministère du loisir, de la chasse et de la pêche. 28p.

Doganoc, D.Z. et K.S. Gacnik. 1995. Lead and cadmium in meat and organs of game in Slovenia. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 166-170.

Elinder, C.G. 1992. Cadmium as an environmental hazard. Dans: *Cadmium in the environment: toxicity and carcinogenicity*. Éditeurs : Nordberg, G.F., Herber, R.F.M. et Alessio, L. International agency for research on cancer. Lyon. pp.123-132.

Fang, S.C. 1980. Comparative study of uptake and tissue distribution of methylmercury in female rats by inhalation and oral routes of administration. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 24: 65-72.

Friberg, L., Elinder, C.G., Kjellstrom, T. et Nordberg, G.F. 1985. *Cadmium and health: a toxicological and epidemiological appraisal*. CRC press, Inc. Boca Raton, Florida.

Frosli, A., Haugen, A., Holt, G. et G. Norheim, 1986. Levels of cadmium in liver and kidneys from Norwegian cervids. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 37: 453-460.

Gamber, M. et A.M.Scheuhammer. 1994. Cadmium in caribou and muskoxen from the Canadian Yukon and Northwest Territories. *Sci. Total. Environ.* 143: 221-234.

Gauthier, L., Nault, R., et Crête, M. 1989. Variations saisonnières du régime alimentaire des caribous du troupeau de la rivière George, Québec nordique. *Natura. Can.* 116 : 101-112.

Glooschenko, V., Downes, C., Frank, R., Braun, H.E., Addison, E.M. et J Hickie, 1988. Cadmium levels in Ontario moose and deer in relation to soil sensitivity to acid precipitation. *Sci. Total. Environ.*, 71: 173-186.

Goyer, R.A. 1991. Toxic effects of metal. Dans : *Casarett and Doull's toxicology : The basic science of poisons*, 4e édition. Éditeurs: Amdur, M.O., Doull, J. et Klaassen, C.D.; McGraw-Hill, inc. Health professions division. Montreal. pp.633-638.

Hanson, H.S. et Hove, K. 1991. Radiocesium bioavailability : transfer of Chernobyl and tracer radiocesium to goat milk. Health Physics. 60 : 665-673.

Hanson, W.C. 1982. ^{137}Cs concentration in northern alaskan eskimos, 1962- 1979 : effects of ecological, cultural and political factors. Health physics. 42: 433-447

Hearn, B.J., Luttich S.N., Crête, M. et Berger, M. 1990. Survival of radio-collared caribou (*Rangifer tarandus caribou*) from the George River herd, Nouveau-Québec ~ Labrador. Can. J.Zool. 68: 276-283.

Holleman, D.F., Luick, J.R. et Whicker, F.W. 1971. Transfer of radiocesium from lichen to reindeer. Health Physics. 21 : 657-666.

Humason, G »L» 1972. Animal tissue techniques. Third edition. W.H. Freeman Co., San Francisco, California, USA.

Huot, J., 1989. Body composition of the George River caribou (*Rangifer tarandus caribou*) in fall and late winter. Can. J. Zool., 67: 9-10.

Hutton, M. 1987. Human health concerns of lead, mercury, cadmium and arsenic. Dans : Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. Éditeurs: Hutchison, T.C. et Meema, K.M.; John Wiley & Sons, Toronto. pp. 53-68.

Jaworski, J.F., Nriagu, J., Denny, P., Hart, B.T., Lasheen, M.R., Subramanian, V. et Wong, M.H. 1987. Group report: Lead. Dans : Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. Éditeurs: Hutchison, T.C. et Meema, K.M.; John Wiley & Sons, Toronto. pp: 3-16.

Lindberg, , S.E., Jackson, D.R., Huckabee, J.W., Jansen, S.A., Levin, M.J. et J.R. Lund, 1979. Atmospheric emission and plant uptake of mercury from agricultural soils near the Almaden mercury mines. J. Environ. Qual. 8(4): 572-578.

Lindberg, S., Stokes, P.M., Goldberg, E. et Wren, C.. 1987. Group report: mercury. Dans : Lead, mercury, cadmium and arsenic in the environment. Éditeurs: Hutchison, T.C. et Meema, K.M.; John Wiley & Sons, Toronto. pp: 17-33.

Macdonald, C.R., Ewing, L.L., Elkin, B.T. et Wiewel, A.M. 1996. Regional variation in radionuclide concentrations and radiation dose in caribou (*Rangifer tarandus*) in the canadian arctic; 1992-1994. Sci.Total Environ. 182 : 53-73.

Marshall, H. et Tracy, B. 1989. Radiocesium in the caribou of northern Canada. Rapport publié par le Department of national health and welfare, government of Canada.

Matson, G.M. 1981. Workbook for cementum analysis. Matson's Milltown, Montana, USA.

Messier, F. et Roy, D. 1987. Concentrations en mercure chez les poissons au complexe hydroélectrique de la Grande rivière (Québec). *Natural. Can.* 114: 357-349.

Miller, F.L. 1974. Ade determination of caribou by annulations in dental cementum. *J. Wild. Manage.* 38: 47-53.

Nash III, T.H. et C. Gries, 1995. The use of lichens in atmopheric deposition studies with an emphasis on the arctic. *Sci. Total . Environ.* 160/161: 729-736.

Nriagu, J.O. et Pacyna, J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature.* 333: 134-139.

Nriagu, J.O. 1979. Global inventory of natural and anthropogenic emissions of trace metals to the athmosphere. *Nature.* 279: 409-411.

Oswailer, G.D. et Ruhr, L.P. 1978. Lead poisoning in feeder calves. *Journal of American Veterinary Medecine Association.* 172 : 498-506.

Oswailer, G.D., Van Gelder. G.A. et Buck, W.B. 1978. Epidemiology of lead poisoning in animals. Dans: *Toxicity of heavy metals in the environment, part 1.* Éditeurs:vOehme. F.; Marcel Dekker, New York. pp: 143-171. .

Pain, D. 1995. Lead in the environment. Dans : *Handbook of ecotoxicoly.* Éditeurs: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton Jr. G.A. et Cairns Jr. J.; Lewis Publisher, Boca Raton. pp. 356-391.

Piscator, M. 1985. Dietary exposure to cadmium and health effects: impact of environmental changes. *Environ. Health Perspec.* 63: 127-132.

Puckett, K.J. et E.J. Finegan, 1980. An analysis of the element content of lichens from the Noethwest Territories, Canada. *Can. J. Bot.* 58: 2073-2089.

Raven P.H. Evert, R.F. et Eichhorn, S.E. 1992. *Biology of plants.* Fifth edition. Worth publishers, New York. pp.223-228.

Rissanen, K. et Rahola, T. 1989. ^{137}Cs Concentration in reindeer and its fodder plants. 1989 Sci.Total Environ. 85: 199-206.

Santé Québec, Jetté M. (sous la direction de). 1994. Et la santé de Inuit, ça va? Rapport de l'enquête santé Québec auprès des Inuit du Nunavik 1992, Montréal, ministère de la Santé et des services sociaux, gouvernement du Québec.

Scanlon, P.F., Morris, K.I., Clark, A.G., Finreite, N. and Lierhagen, S. (198). Cadmium in moose tissues: comparison of data from Maine, USA and from Telemark, Norway. Alces. 22, 303-312.

Sileo, L. et W.N. Beyer. 1985. Heavy metals in white-tailed deer living near a zinc smelter in Pennsylvania. J. Wildl. Dis. 21: 289-296.

Stone, W.B., Clawson, A.A., Slingerlands, D.E. et Weber, B.L. 1975. Use of Romanowsky stains to prepare tooth sections for aging mammals. New York Fish and Game Journal. 22: 156-158.

Taylor, H.W. Hutchison-Benson, E. et Svoboda, J. 1985. Search for latitudinal trends in the effective half-life of fallout ^{137}Cs in vegetation of the Canadian Arctic. Can. J. Bot. 63 : 792-796.

Taylor, H.W. Svoboda, J. Henry, G.H.R. et Wein, R.W. 1988. Post-Chernobyl ^{134}Cs and ^{137}Cs levels at some localities in northern Canada. Arctic. 41: 293-296.

Thomas, D.J., Tracey, B., Marshall, H. et Norstrom, R.J. 1992. Arctic terrestrial ecosystem contamination. Sci.Total Environ. 122 : 135-164.

Thomas, P.A., Sheard, J.W. et Swanson, S. 1994. Transfer of ^{210}Po and ^{210}Pb through the lichen-caribou-woolf food chain of northern Canada. Health physics. 66 (6) : 666-677.

Thornton, I. 1992. Sources and pathways of cadmium in the environment. Dans: Cadmium in the environment: Toxicity and carcinogenicity. Éditeurs: Nordberg, G.F., Herber, R.F.M. et Alessio, L. International agency for research on cancer, Lyon. pp.149-161.

Tracy, B.L. et Kramer, G.H. 1989. Radiocesium uptake in a population dependent on caribou. IAEA-SM-306/77.

Vandal, D., Couturier, S., Rémillard, D. et Luttich, S. 1989. Distributions saisonnière et migrations des caribous des rivières Georges et aux feuilles de 1983 à 1987. Étude du Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche.

Watanabe, T., Kasahara, M., Nakatsuka, H. et Ikeda, M. 1987. Cadmium and lead contents of cigarettes produced in various areas of the world. *Sci.Total Environ.* 66: 29-37.

Wormworth, J. 1995. Toxins and tradition: the impact of food-chain contamination on the Inuit of Northern Quebec. *Can. Med. Assoc. J.* 152: 1237-1240.

Wren, C.D., Harris, S. et Hattruo, N. 1995. Ecotoxicology of mercury and cadmium. Dans : *Handbook of ecotoxicology*. Éditeurs: Hoffman, D.J., Rattner, B.A., Burton Jr. G.A. et Cairns Jr. J.; Lewis Publisher, Boca Raton. pp. 392-423.