TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS iv
LISTE DES FIGURES ix
LISTE DES TABLEAUX x
LISTE DES ABRÉVIATIONS xi
RÉSUMÉ GÉNÉRAL xii
CHAPITRE I
INTRODUCTION GÉNÉRALE 1
1.1 Contexte de l'étude 1
1.2 Revue de littérature 2
1.2.1 Provenance des métaux lourds 2
1.2.2 Dispersion des métaux lourds dans l'environnement 3
1.2.3 Impacts des métaux lourds sur la faune 3
1.2.4 Risques pour la santé humaine 4
1.2.5 Importance culturelle des aliments traditionnels 6
1.2.6 Le lièvre d'Amérique 7
1.3 Méthodologie générale 8
1.3.1 Choix de l'espèce à étudier 8
1.3.2 Analyses des teneurs en métaux lourds 9
1.3.3 Enquête sur les habitudes alimentaires 9
1.3.4 Éthique et recherche participative 10
1.4 Objectifs et hypothèses de recherche 11
CHAPITRE II
"IS IT STILL SAFE TO EAT TRADITIONAL FOOD?" ADDRESSING TRADITIONAL FOOD SAFETY CONCERNS OF ANISHNAABEG COMMUNITIES 15
2.1 Abstract 17

2.2 Introduction 19
2.3 Material and Methods 21
2.3.1 Study area 21
2.3.2 Snowshoe hare sampling 21
2.3.3 Heavy metal analysis 22
2.3.4 Statistical analyses of heavy metal concentrations in hare 23
2.3.5 Interviews 23
2.3.6 Risk assessment 24
2.3.7 Ethics 25
2.4 Results 26
2.4.1 Heavy metal concentrations 26
2.4.2 Traditional food consumption 26
2.4.3 Exposure to heavy metals 27
2.5 Discussion 27
2.5.1 Heavy metals in snowshoe hare 28
2.5.2 Influence of a smelting facility 29
2.5.3 Influence of habitat type and quality 29
2.5.4 Anishnaabeg exposure to heavy metals 30
2.5.5 Additional exposure to heavy metals 30
2.5.6 Health risk assessment 31
2.5.7 Nutritional benefits of traditional foods 32
2.5.8 Cultural benefits of traditional foods 33
2.5.9 Collaborative approach to risk assessment 34
2.6 Conclusion 35
2.7 Acknowledgements 36
2.8 References cited 36
CHAPITRE III
CONCLUSION GÉNÉRALE 58
ANNEXE A – ENQUÊTE SUR LES HABITUDES ALIMENTAIRES 62

ANNEXE B – GUIDE D'IDENTIFICATION DES PORTIONS DE LIÈVRE D'AMÉRIQUE 66
ANNEXE C – CERTIFICAT D'APPROBATION ÉTHIQUE 67
ANNEXE D – FORMULAIRE DE CONSENTEMENT 69
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 73

LISTE DES FIGURES

Tableau Page

2.1 Snowshoe hare sampling areas in Western Québec, Canada. 45

2.2 Heavy metal concentrations in snowshoe hare tissues (mg/kg), as a function of habitat composition (combined percentage of deciduous and mixed forest covers). 46

2.3 Heavy metal intake from snowshoe hare tissues, expressed as relative ratio from reference doses (RfDs) for chronic, oral exposure (mg/kg bw/day). See Table 2.4 for scenario details. 48

LISTE DES TABLEAUX

Tableau Page

1.1 Synthèse des effets pour la santé humaine d'une exposition orale chronique et à faible dose, aux métaux lourds 13

2.1 Total heavy metal output from the Horne Smelter in 2013* 49

2.2 Candidate linear mixed-effect models used to explain heavy metal concentrations in snowshoe hare tissue 50

2.3 Information on interview participants 51

2.4 Scenarios tested for heavy metal exposure assessment 52

2.5 Mean heavy metal concentration (± standard deviation) in snowshoe hare meat and liver 53

2.6 Akaike weight of candidate models and interaction of select variables with heavy metal concentrations in snowshoe hare tissue 54

2.7 Snowshoe hare consumption (± SD) 55

2.8 Average heavy metal concentration in hare species around the world (liver tissue, mg/kg wet weight*, ± SD when available) 56

2.9 Heavy metal concentration in traditional food found in the vicinity of Anishnaabeg communities (liver tissue, except pike flesh) 57

LISTE DES ABRÉVIATIONS

As	Arsenic
BW	Body Weight (Masse corporelle)
Cd	Cadmium
Co	Cobalt
Cr	Chrome
DW	Dry Weight (Poids sec)
Fe	Fer
FW	Fresh Weight (Poids humide)
Hg	Mercure
Ni	Nickel
Pb	Plomb
POPs	Persistent organic pollutants (Polluants organiques persistants)
RfDs	Oral Reference Dose (Dose de référence, exposition orale)
TEK	Traditional Ecological Knowledge (Connaissances écologiques traditionnelles)
Zn	Zinc

RÉSUMÉ GÉNÉRAL

La grande majorité des études sur la contamination des aliments traditionnels concerne les communautés Inuit de l'Arctique. Pourtant, les communautés autochtones de la forêt boréale sont elles aussi préoccupées par leur sécurité alimentaire. Cette étude visait à répondre aux interrogations et aux craintes de quatre communautés Anicinapek (Algonquines) de l'Abitibi-Témiscamingue à propos de possibles risques d'exposition aux métaux lourds occasionnés par la consommation d'aliments traditionnels. Afin de répondre à cette question, le foie et la chair de 196 lièvres d'Amérique (*Lepus americanus*) ont été échantillonnés à l'hiver 2012 sur les territoires traditionnels des communautés de Timiskaming, Winneway, Pikogan et Kitcisakik. Des entrevues ont permis d'évaluer les habitudes alimentaires et la consommation annuelle de lièvre dans ces communautés. Les concentrations dans la chair et le foie de lièvre étaient en-deçà des seuils de détection pour l'arsenic, le cobalt, le chrome, le nickel et le plomb; et indétectables pour le mercure et le cadmium dans la chair. Les échantillons de foie ont toutefois montré des concentrations moyennes de 0,15 mg/kg pour le mercure et de 3,79 mg/kg pour le cadmium (poids sec). La distance et l'orientation des sites d'échantillonnage par rapport à la fonderie Horne (Rouyn-Noranda) n'avait pas d'effet significatif sur la concentration en métaux lourds. Toutefois, la proportion de couvert forestier mixte et feuillu dans l'habitat du lièvre avait un effet négatif marginal sur les concentrations hépatiques de cadmium, de cuivre et de zinc. Le risque d'exposition lié à la consommation de la chair du lièvre d'Amérique apparaît faible en général. Les consommateurs fréquents, qui incluent aussi les abats du lièvre dans leurs repas, seraient toutefois davantage exposés au cadmium et au mercure, légèrement au-delà des seuils reconnus. À cela s'ajoute les autres aliments et habitudes de vie pouvant augmenter l'exposition globale aux métaux lourds. Afin d'accroître la sécurité alimentaire des Anicinapek, il importe de maximiser les bénéfices culturels et nutritionnels des aliments traditionnels et de tenir compte du risque qu'ils soient remplacés par des aliments manufacturés de piètre qualité. Plusieurs aliments populaires et bon marché favorisent l'émergence de troubles de santé tels que le diabète, l'obésité et les maladies cardio-vasculaires; des problématiques surreprésentées au sein des communautés autochtones.

Mots clés: Métaux lourds, cadmium, lièvre d'Amérique, *Lepus americanus,* Algonquins, Anicinapek, Anishnaabeg, Autochtones, aliments traditionnels, évaluation des risques.

RapportGratuit.com

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Contexte de l'étude

Située en plein cœur du bouclier canadien, l'Abitibi-Témiscamingue est l'une des principales régions minières du Canada. La fonderie Horne (Glencore – Xstrata Cuivre), située à Rouyn-Noranda, y traite du minerai de cuivre et des déchets informatiques, entraînant l'émission de métaux lourds tels que l'arsenic (As), le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd) (Environnement Canada, 2015). Il s'agit de la principale source ponctuelle d'émissions atmosphériques de métaux lourds dans cette région (Savard et al., 2006*a*).

La contamination aux métaux lourds est étudiée en Abitibi-Témiscamingue depuis les années 1980. Elle a été documentée dans les sols et les cernes de croissance des arbres (Savard et al., 2006a), les milieux aquatiques (Dixit et al., 2007), et dans la faune terrestre (Paré et al., 1999). L'Agence de santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue émet depuis les années 1980 un avis de non consommation des abats d'orignal sur son territoire, en raison de hautes teneurs en cadmium (Gagné, 2009). Cet avis public, basé sur des recherches effectuées sur l'orignal et l'ours noir (*Ursus americanus*) (Paré et al., 1995; Crête et al, 1997; Paré et Jolicoeur, 2005), vise à prémunir les chasseurs contre un apport trop élevé en cadmium, provenant du foie et des reins de ces deux espèces.

Parmi les chasseurs visés par ces recommandations se trouve le peuple anicinape, qui occupe le territoire de l'Abitibi-Témiscamingue depuis des millénaires et y pratique

encore aujourd'hui ses activités traditionnelles de trappe, de chasse et de cueillette de subsistance (Côté, 1995). Inquiets face à la présence d'une source ponctuelle de contamination (la fonderie Horne) au cœur de leur territoire traditionnel et préoccupés par leur sécurité alimentaire, les communautés de Kitcisakik, Pikogan, Winneway et Timiskaming ont initié ce projet de recherche afin d'évaluer le risque d'exposition aux métaux lourds lié à la consommation de viande sauvage. Le choix de l'espèce à étudier s'est arrêté sur le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), un aliment d'une grande importance culturelle et traditionnelle.

1.2 Revue de littérature

1.2.1 Provenance des métaux lourds

Hors de l'œcoumène, l'activité minière constitue une importante source de pollution industrielle (Hutchinson & Whitby, 1974; Makinen et al., 2010; UNEP 2010a,b; UNEP 2014; Pennington & Watmough, 2015). La transformation primaire du minerai dans les fonderies entraîne le rejet atmosphérique de multiples contaminants, notamment plusieurs métaux lourds tels que le cuivre, l'arsenic, le plomb, le mercure, le cadmium. (Parker & Hamer, 2001; Hou et al., 2006; Aznar et al., 2007). L'implantation de la fonderie Horne en 1927 à Rouyn-Noranda a engendré dès l'année suivante une assimilation marquée de métaux lourds par les épinettes noires de la région (Savard et al., 2006*b*). Les émissions de dioxyde de souffre (SO_2), de métaux et de particules ont toutefois diminué sensiblement à partir des années 1980, suite à l'installation de systèmes de filtration et de récupération (Savard et al., 2004). Par exemple, entre 1965 et 2001, la fonderie Horne a vu ses émissions annuelles de plomb (Pb) passer de 1400 à 65 tonnes et celles de cadmium (Cd) passer de 110 tonnes en 1975 à 2,5 tonnes en 2001 (Savard et al, 2006*b*). Le volume de déchets et de minerai traité a cependant augmenté à partir de 2010, lorsque la compagnie a

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

récupéré l'approvisionnement de la fonderie Kidd Creek (Timmins, Ontario) à sa fermeture. Outre les apports anthropogéniques en métaux lourds, la nature géochimique des sols et des dépôts de surface influence aussi la disponibilité environnementale de certains éléments (Savard et al., 2006b.).

1.2.2 Dispersion des métaux lourds dans l'environnement

La déposition des métaux lourds est plus importante à proximité de sources ponctuelles d'émissions et s'estompe exponentiellement avec la distance (Paré et al., 2005; Aznar et al., 2008). La dispersion des contaminants à partir de la cheminée d'une fonderie est fortement influencée par la direction du vent (Kliza et al., 2005; Knight et al., 2005). À Rouyn-Noranda, les vents proviennent en majorité du sud-ouest l'été et du nord-ouest l'hiver, ce qui indique que les panaches en provenance de la fonderie Horne se dispersent majoritairement vers le nord-est l'été et le sud-est l'hiver (Environnement Canada, 2015). Lorsque transportés par voies atmosphériques, les métaux lourds se déposent sur les sols, dans les cours d'eau et directement sur le feuillage des végétaux (Bonham-Carter & al., 2005). Dans les sols et les eaux de surfaces, les métaux lourds sont absorbés par des microorganismes ou assimilés par les systèmes racinaires (Sparks, 2005). La liaison des métaux lourds à différents types de particules colloïdales accroit leur solubilité et facilite leur transport et leur dispersion dans l'environnement (Kretzschar et Schäfer, 2005).

1.2.3 Impacts des métaux lourds sur la faune

La présence de contaminants tels que les métaux lourds dans l'environnement peut compromettre l'intégrité des populations animales et des écosystèmes, par exemple en perturbant les métabolismes, en altérant le succès reproducteur, ou encore en diminuant la variabilité génétique des populations locales (Beyer et al., 1996). À l'instar d'autres molécules toxiques telles que les polluants organiques persistants ou les radionucléides, les métaux lourds s'accumulent avec le temps chez les organismes

qui les ingèrent, donnant lieu à un phénomène de bioaccumulation (O'Hara et al., 2001, Newman & Unger, 2002). Les concentrations s'amplifient de façon exponentielle tout au long des chaînes alimentaires, occasionnant un phénomène de bioamplification (Klaassen, 2013).

Quelques études ont fait état de la bioaccumulation du cadmium chez l'orignal (Chrichton & Paquet, 2000; Arnold et al., 2006; Danielson & Frank, 2009), le lièvre arctique (*Lepus articus)* (Clulow et al., 1996; Pedersen & Lierhagen, 2006), le lièvre brun (*Lepus Europaeus*) (Wajdzick, 2006; Kolesarova et al., 2008), le lagopède (*Lagopus* sp.) et le lièvre d'Amérique (Langlois & Langis, 1995). En somme, le niveau de contamination augmente avec l'âge des individus et l'effet d'amplification s'accentue chez les prédateurs, qui présentent des concentrations beaucoup plus élevées que leurs proies, (Langlois & Langis, 1995, Burger, 2008).

1.2.4 Risques pour la santé humaine

Au sommet de la chaîne alimentaire, les chasseurs, trappeurs et pêcheurs autochtones (p. ex. : Inuit, Dene et Métis) se trouvent directement interpellés par la problématique de la contamination environnementale (Berti et al., 1998; Ministère des Affaires Indiennes et du Nord Canada, 2003; Satarug et al., 2010; Martin, 2011). Une bonne partie de la diète des Premiers Peuples est encore aujourd'hui constituée d'aliments traditionnels, lesquels sont de plus en plus souvent pointés du doigt en raison de leur contamination potentielle ou avérée : poissons, petits et gros gibiers, baies sauvages, plantes comestibles et médicinales, etc. (Kuhnlein & Chan, 2000, Donaldson et al., 2010). Cela constitue une préoccupation majeure pour les autorités de santé publique (Suk et al., 2004; Gagné, 2009) et une source d'inquiétude pour les communautés concernées (Furgal et al., 2005; Willows, 2005). Les membres des communautés autochtones possèdent souvent une connaissance fine de leur territoire, et les trappeurs et chasseurs d'expérience savent reconnaître et évaluer son état de santé et

celui des espèces qu'ils y récoltent (Wilson, 2003; Manitowabi and Shawande, 2011). Contrairement aux zoonoses et aux autres maladies animales concrètement détectables par les chasseurs et trappeurs, la contamination environnementale constitue, de par sa nature invisible, un risque insidieux et un nouveau paradigme auxquel doivent faire face les communautés autochtones (Wheatly, 1997; Furgal et al., 2005).

Même à faibles doses, une exposition chronique aux métaux lourds peut avoir des conséquences sérieuses sur la santé humaine (Tableau 1). Toutefois, l'impact sur la santé des aliments qui contiennent ces contaminants s'avère assez complexe à évaluer (Kuhnlein & Chan, 2000). L'évaluation des risques dépend de nombreux facteurs tels que le degré d'exposition, la masse corporelle, l'âge, le genre et la situation géographique (Suk et al., 2004). Les femmes enceintes et les enfants en bas âge sont souvent considérés comme étant les plus vulnérables, en raison de la fragilité du fœtus et de l'enfant en développement (Curren et al., 2015). La consommation de certaines espèces plus sensibles à la pollution, la consommation d'abats ou encore le tabagisme, sont des habitudes pouvant augmenter le risque d'exposition (Cole & Kearney, 1997; Lemire et al., 2015). Les aliments du marché peuvent aussi contribuer à l'apport global en contaminants.

Malgré les risques potentiels, la consommation de viande sauvage comporte aussi de nombreux bienfaits pour la santé : riche en minéraux et vitamines, faible en gras, sa récolte nécessite un exercice physique qui contribue à une bonne santé (Kuhnlein and Chan, 2000; Willows, 2005 ; Samson and Pretty, 2006). Les individus qui consomment régulièrement des aliments traditionnels seraient moins à risque de souffrir de diabète ou d'obésité (Hlimi et al., 2011). Inversement, la transition alimentaire observée chez les Premiers Peuples depuis plusieurs décennies correspond à une détérioration notoire de la santé et une hausse de l'incidence d'obésité, de diabète et de maladies cardiovasculaires au sein de ces communautés

(Haman et al., 2010). En outre, le risque de consommer des aliments traditionnels peut s'avérer plus faible que le risque de ne pas en consommer (Furgal et al., 2005). Le risque perçu est souvent aussi plus grand que le risque réel (Furgal et al., 2010). Lors de l'évaluation des risques, il importe donc de dresser un portrait nuancé, tenant compte des avantages autant que des risques associés à la consommation d'aliments traditionnels (Donaldson et al., 2010, Laird et al., 2013).

1.2.5 Importance culturelle des aliments traditionnels

Les aliments traditionnels revêtent une grande importance culturelle pour les Premiers peuples du Canada (Pufall et al., 2011). Bien que la diète ait grandement changé depuis la création des réserves, la sédentarisation des familles et l'adoption en masse des aliments transformés, la nourriture traditionnelle procure encore en moyenne entre 15 et 51% de l'énergie quotidienne, le reste provenant des aliments du marché (Kuhnlein and Receveur, 1996; Samson and Pretty, 2006; Lemire et al., 2015). La viande sauvage est consommée sur une base hebdomadaire ou même quotidienne et la consommation est encore plus grande lorsqu'un aîné fait partie de la famille (Berti et al., 1998). Les chasseurs et cuisiniers traditionnels savent apprêter et apprécier pratiquement toutes les parties d'un animal. À titre d'exemple, le museau et le foie d'orignal sont particulièrement appréciés par les aînés. La viande sauvage, très prisée lors de festins et d'événements spéciaux, fait partie intégrante de ce que les Anicinapek appellent *nopimik mitcim,* littéralement « nourriture des bois » (Bousquet, 2002). Les Anicinapek considèrent la forêt comme un « garde-manger » ou une « pharmacie » (Saint-Arnaud et al., 2009). Si plusieurs dizaines d'espèces faisaient autrefois partie de l'alimentation traditionnelle autochtone, on remarque désormais un intérêt marqué pour quelques espèces vedettes, surtout chez les jeunes générations (Samson and Pretty, 2006). Chez les Anicinapek, les espèces les plus consommées sont l'orignal, le doré (*Sander vitreus*), le castor (*Castor canadensis*), la perdrix (*Bonasa umbellus*) et le lièvre d'Amérique (Bousquet, 2002; Bordeleau, 2009).

1.2.6 Le lièvre d'Amérique

Le lièvre est abondant partout dans la forêt boréale québécoise (Ferron et al. 1996; Hodges, 1999; Godbout et al., 2001; Assels et al., 2007). Il constitue une espèce-clé puisque son abondance influence celle de ses prédateurs, mais aussi celle de petits mammifères ayant les mêmes prédateurs (Boutin et al., 1995). Parmi les espèces prédatrices intimement liées à l'abondance du lièvre, se trouvent le lynx du Canada (*Lynx canadensis*), la martre d'Amérique (*Martes americana*), le pékan (*Pekania pennanti),* le vison d'Amérique (*Neovison vison*), le coyote (*Canis latrans*), le renard roux (*Vulpes vulpes*), l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*), la buse à queue rousse (*Buteo jamaicensis)* et le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*) (Guay, 1994; Brugerolle, 2003).

Lorsque l'habitat du lièvre est optimal, comportant plus de 75% de résineux, une obstruction latérale de 85%, un couvert d'au moins 2,4 m de hauteur et une forte régénération (Assels et al., 2007), la taille de son domaine vital peut se limiter à 1,4 ha, contrairement à 17 ha si les conditions sont sub-optimales (Godbout et al., 2001). La disponibilité de nourriture et la prédation sont les principaux facteurs ayant un impact sur l'abondance du lièvre (Boutin et al. 1995; Krebs et al. 2001). La cyclicité des populations se déploie sur une dizaine d'années en moyenne (Hodges, 1999; Krebs et al., 2001), mais serait plus courte (6 ans) en Abitibi-Témiscamingue (Paul et Trudeau, 2010). Le dernier creux aurait eu lieu entre 2006 et 2008 (Assels et al., 2007; Paul et Trudeau, 2010).

Le lièvre montre une nette préférence pour la consommation d'arbres et d'arbustes feuillus, mais son alimentation varie en fonction de la saison et des types de peuplements qu'il fréquente (Ferron, 1996). En été, la nourriture est abondante et le lièvre s'alimente d'une multitude de feuillages verts, souvent en bordure des forêts, sentiers et chemins. Il consomme notamment des feuilles de trèfle, de pissenlit, de

graminées et de jeunes feuillus, comme les peupliers (*Populus* sp.), les bouleaux (*Betula* sp.) et les saules (*Salix* sp.) (Ferron, 1996). En hiver, le lièvre consomme préférablement les ramilles des bouleaux blanc et jaune (*Betula papyrifera*, *Betula alleghaniensis*), de l'aulne rugueux (*Alnus rugosa*), des amélanchiers (*Amelanchier* spp.), du sorbier d'Amérique (*Sorbus americana*) et du cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pensylvanica*) (Pease et al., 1979; Allard-Duchene, 2012).

Chez les Anicinapek, le lièvre est trappé en toutes saisons sauf l'été, en raison de la piètre qualité de sa fourrure pour l'artisanat et du mauvais goût de sa chair (Tanguay, 2013). Selon les trappeurs anicinapek, la chair du lièvre change d'ailleurs de goût selon la végétation dont il se nourrit, c'est-à-dire selon la saison et le peuplement forestier dans lequel il se trouve.

1.3 Méthodologie générale

1.3.1 Choix de l'espèce à étudier

Le lièvre d'Amérique, espèce d'une grande importance culturelle pour les Anicinapek (Bousquet, 2002), a été choisi afin de répondre aux préoccupations de sécurité alimentaire des communautés participantes. Son abondance son accessibilité partout en Abitibi-Témiscamingue (Assels et al., 2007) devait permettre l'obtention d'un nombre satisfaisant d'échantillons, dans un temps restreint. Bien qu'une seule espèce ne puisse indiquer les risques associés à toute l'alimentation traditionnelle anicinapek, le lièvre peut être considéré comme une espèce diagnostique, reflétant l'exposition aux métaux lourds. En effet, le lièvre s'alimente principalement de feuillus, en particulier le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) (Hodges, 1999). Or, ces deux essences assimilent et accumulent facilement des métaux lourds comme le cadmium et le zinc, ce qui en fait de bons indicateurs de contamination à proximité d'une fonderie (McGee et al., 2007). La

durée de vie restreinte du lièvre (Krebs et al., 2001), qui ne permet pas une bioaccumulation à long terme, pourrait donner un portrait à court terme de la contamination environnementale.

1.3.2 Analyses des teneurs en métaux lourds

Afin d'évaluer les concentrations en métaux lourds de tissus biologiques tels que la chair et le foie du lièvre, on minéralise d'abord à chaud les échantillons à l'aide d'acide chlorhydrique (HCl) et d'acide nitrique (HNO_3), avant de les sécher et de les soumettre à un spectromètre d'émission atomique à source ionisante au plasma d'argon (PerkinElmer, inc., 2009; Rice et al., 2012; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014). Dans le cas du mercure, on procède plutôt par décomposition thermique, amalgamage aurifère puis par absorption spectrométrique atomique à vapeur froide (PerkinElmer, inc., 2009; Rice et al., 2012). Cela permet de déterminer les concentrations (en poids sec) des différents métaux lourds à l'étude.

1.3.3 Enquête sur les habitudes alimentaires

Pour évaluer l'exposition exacte d'un individu à des contaminants précis, il faut idéalement prélever des biomarqueurs tels que l'urine, les cheveux ou le sang pour établir, par exemple, les teneurs en Cd urinaire, en Hg capillaire ou en polluants organiques persistants (POP) sanguins (Van Oostdam et al., 2005). Toutefois, ces méthodes sont intrusives et, mises à part les questions éthiques que cela peut soulever (Asselin et Basile, 2012), il s'agit de logistiques coûteuses et complexes à mettre en place.

Pour contourner ce problème, il est possible d'estimer de façon indirecte l'exposition aux différents contaminants présents dans l'alimentation, à l'aide d'enquêtes sur les habitudes alimentaires (*food frequency questionnaires*). Ces enquêtes, menées auprès d'échantillons représentatifs de la population, tiennent idéalement compte de la

variabilité saisonnière de la diète et de facteurs de risque supplémentaires comme la consommation des abats ou le tabagisme (Kuhnlein & Chan, 2000). S'ils ne permettent pas de déterminer l'exposition exacte des individus aux contaminants étudiés, ces enquêtes permettent en revanche d'établir les moyennes d'exposition pour les différents sous-groupes d'une population donnée, par exemple selon le genre ou l'âge. Une enquête sur les habitudes alimentaires mettant l'accent sur le lièvre d'Amérique a donc été réalisée afin d'obtenir ces informations auprès des communautés anicinapek participantes (ANNEXE A; ANNEXE B).

1.3.4 Éthique et recherche participative

Auparavant, la recherche en contexte autochtone se faisait souvent sans tenir compte des préoccupations et des besoins des communautés (Koster et al., 2012). La recherche participative, effectuée en réciprocité et en partenariat avec les communautés autochtones, est désormais privilégiée et même exigée par ces communautés (Jack et al., 2010; Asselin et Basile, 2012). Pour cela, les chercheurs doivent souscrire à certains principes éthiques, visant à assurer le respect, la justice et le bien-être des individus et des communautés autochtones qui participent à l'étude (Conseil de recherche en sciences humaines du Canada et al., 2010). Plus encore, afin d'arrimer une discipline scientifique spécifique à la vision holistique des autochtones, les chercheurs doivent faire preuve d'ouverture pour intégrer à leur recherche les préoccupations liées à l'environnement, au territoire, aux connaissances traditionnelles, à la culture et à l'identité autochtone. En outre, les communautés autochtones veulent pouvoir bénéficier des retombées d'un projet, tout en s'assurant d'un processus de recherche équitable qui valorise la complémentarité des connaissances et des savoir-faire (Asselin et Basile, 2012). Des collaborateurs autochtones ont été embauchés pour contribuer à la présente étude, pour la conception du protocole de recherche, l'échantillonnage et les entrevues. Le projet a reçu un certificat d'approbation éthique du Comité d'éthique et de la recherche de Santé

Rapport-Gratuit.com

Canada et de l'Agence de santé publique du Canada (ANNEXE C). Les participants ont tous signé un formulaire de consentement (ANNEXE D).

Dans un souci de transfert et de partage des connaissances (Jack et al., 2010), différentes vidéos ont été créées en collaboration avec des cinéastes autochtones. Chaque vidéo possède une forme et une fonction communicative spécifiques (Menzies, 2015), avec pour toile de fond la rencontre entre la recherche scientifique et le contexte social et culturel anicinape. Dans une première vidéo documentaire illustrant la collecte des données, les trappeurs font découvrir l'expertise traditionnelle en action dans le contexte scientifique de l'étude, du territoire jusqu'au laboratoire. De même, les enquêtes sur les habitudes alimentaires permettent d'illustrer la tradition orale et les connaissances traditionnelles appliquées au protocole de recherche. Les enjeux de l'étude et les concepts scientifiques ont pour leur part été présentés dans un court métrage d'animation (Le chasseur contaminé; https://vimeo.com/128494808, mot de passe : *chasseur*). Co-scénarisé avec des collaborateurs autochtones, le ton et le style humoristique employés permettent de présenter les concepts clés de l'étude de façon ludique, à l'attention de spectateurs de tous âges. Puisque la recherche auprès des communautés autochtones constitue un point de rencontre entre des cultures différentes, il est impératif que les chercheurs adaptent leurs méthodes et leur message aux spécificités culturelles des communautés concernées (Furgal et al., 2010; Jack et al., 2010).

1.4 Objectifs et hypothèses de recherche

En vue de répondre aux préoccupations des quatre communautés Anicinapek participantes, nous avons fixé comme objectifs : de mesurer la teneur en métaux lourds dans la chair et le foie du lièvre d'Amérique; d'évaluer la fréquence de consommation des aliments traditionnels et en particulier du lièvre d'Amérique;

d'évaluer les risques encourus par les communautés à l'étude, par rapport aux seuils reconnus pour une exposition orale chroniques aux métaux lourds.

En lien avec ces objectifs, les hypothèses suivantes ont été émises :

1. Les concentrations en métaux lourds dans la chair et le foie de lièvre d'Amérique diminuent en s'éloignant de la fonderie Horne à Rouyn-Noranda;
2. Les concentrations en métaux lourds dans la chaire et le foie de lièvre d'Amérique sont plus élevées pour les sites exposés aux vents en provenance de la fonderie Horne;
3. Les teneurs en cadmium et en plomb dans la chair et le foie de lièvre d'Amérique augmentent avec la proportion de couvert forestier mixte et feuillu;
4. Les risques d'exposition sont plus élevés pour les consommateurs fréquents, qui consomment aussi les abats du lièvre.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Tableau 1.1 Synthèse des effets pour la santé humaine d'une exposition orale chronique et à faible dose à certains métaux lourds.[1]

Arsenic[2] Sources : Fonderies de cuivre, extraction de l'or, alliages métalliques, pesticides, agents de préservation du bois, herbicides. Apport alimentaire normal : total de 4,8-12,7 µg/jour.	**RfD (Dose orale de référence pour une exposition chronique)**[3]**:** Etats-Unis **: 0,0003 mg/kg BW/jour** Canada: 0,002 mg/kg body weight (BW)/jour) Exposition chronique : Effet neurotoxique, paralysie, faiblesse musculaire, jaunisse, cirrhose du foie, troubles vasculaires, cancer. Potentiellement cancérigène :Ingestion de 0,4 mg/kg/jour causerait une hyper-pigmentation ou une hyperkeratose en l'espace de 6 mois à un an.
Cadmium* Sources : Fonderies, production d'alliages, galvanisation, affinage du zinc, peintures, piles, plastiques, certains produits agricoles, cigarette* Apport alimentaire moyen : total de 10 à 40 µg/jour. * Tabagisme = principale source de contamination au cadmium. Fumer un paquet de cigarettes par jour double l'accumulation de cadmium, comparativement à l'apport alimentaire moyen.	**RfD : 0,001 mg/kg BW/jour** Exposition chronique : L'ingestion de 140 à 260 µg/jour pendant 50 ans; ou un apport total de 2000 mg au cours d'une vie occasioune divers troubles. Demi-vie dans le corps = 30 ans : Le cadmium s'accumule avec le temps. Accumulation dans les reins, dysfonctions rénales : protéinurie, diminution de la filtration glomérulaire, augmentation de la fréquence de formation de calculs rénaux. Cancérigène. Dans l'air : Cancérigène. Troubles et détérioration pulmonaires, emphysème, dysfonctions rénales.
Chrome Sources : Industrie métallurgique, pigments, préservatifs pour le bois. Retrouvé sous différentes formes: CR+3 la plus active dans la cellule; CR (VI) plus toxique, plus facilement absorbé, corrosif et le plus utilisé en industrie; Cr 2+ forme la plus courante. Concentration normale dans le sang : 20-30µg/L Apport alimentaire maximal: moins de 100 µg/jour.	**RfD: 0,003 mg/kg BW/jour (ingestion)** Essentiel au métabolisme. Exposition chronique : Asthme (exposition dans l'air) Potentiellement cancérigène.
Cobalt Sources : Métal rare, associé avec la production du cuivre. Utilisation pour certains alliages, fabrication d'aimants, utilisé comme catalyseur. Apport alimentaire maximal : 11 µg/jour	**RfD : N/A** Exposition chronique : 10mg/jour entraîne une cardiomyopathie

Cuivre Sources : Partout dans la nature, industrie minière, fonderie de cuivre, métaux, certains types d'herbicides et fongicides.	**RfD 0.037 mg/kg BW/jour** Métal essentiel au métabolisme.
Fer Sources : Métaux.	**RfD : N/A** Métal essentiel au métabolisme. Exposition chronique : accumulation totale de 20-40g de fer : troubles cardiovasculaires, lésions athérosclérotiques.
Mercure* Sources : Raffinage de l'or, centrales thermiques au charbon, exploitation de sables bitumineux, peinture, « plombages » (implants dentaires), appareils électroniques, dégazage naturel de la croûte terrestre. Le mercure s'accumule particulièrement dans la chair des poissons carnivores. Un régime riche en poissons carnivores augmente drastiquement l'apport en mercure.	**Rfd (Méthyle mercure) :** **États Unis : 0,0001 mg/kg BW/jour** Canada : 0,00047mg/kg BW/jour Canada : 0,0002mg/kg BW/jour (Femmes enceintes) Exposition chronique : Toxicité et neurotoxicité pour le fœtus, troubles neurologiques et cognitifs, syndrome de Minamata (lésions neurologiques) à de fortes doses.
Nickel Sources : Alliages métalliques, aciers inoxydables, galvanisage, piles. Le nickel est partout dans la nature.	**RfD : N/A**
Plomb* Sources : Fonderies, parcs à résidus miniers, poussières industrielles, soudure, munitions, etc. Un régime riche en gras et en alcool augmente l'absorption du plomb. Apport alimentaire max : moins de 20 µg/jour, ou 10 µg/jour par l'eau.	**RfD:** **Etats-Unis : 0,02 mg/kgBW/jour** Canada: 0,00357 mg/kg/jour) Exposition chronique : Développement physique anormal chez l'enfant, hypertension, troubles rénaux chroniques, neuropathie, néphropathie, troubles osseux (compétition du plomb avec le calcium), cancer. Trouble de développement et d'apprentissage (enfants).
Zinc Sources : Galvanisage et alliages métalliques Partout dans l'environnement.	**RfD 0.3 mg /kg BW/jour** Exposition chronique : Moins toxique que la plupart des autres métaux lourds.

[1] Source : Agence Américaine de protection de l'environnement (www.epa.gov)., Organisation mondiale de la Santé (OMS), Ministère des affaires autochtones et du développement du Nord Canada; Santé Canada; Klaassen, 2013.
[2] L'arsenic, le cadmium, le plomb et le mercure sont parmi les métaux lourds les plus nocifs pour la santé.
[3] Les doses orales de référence, « Oral reference doses » ou « RfDs », sont disponibles sur le site de l'EPA : www.epa.gov. Les seuils donnés par Santé Canada sont soit issus de l'EPA ou tiré d'autres études.

CHAPITRE II

"IS IT STILL SAFE TO EAT TRADITIONAL FOOD?" ADDRESSING TRADITIONAL FOOD SAFETY CONCERNS OF ANISHNAABEG COMMUNITIES

"Is it still safe to eat traditional food?" Addressing traditional food safety concerns of Anishnaabeg communities

Serge Bordeleau[1,2], Hugo Asselin[1,2], Marc J. Mazerolle[2], Louis Imbeau[2]

[1]Chaire de recherche du Canada en foresterie autochtone, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4, Canada. Serge.Bordeleau@uqat.ca; Hugo.Asselin@uqat.ca

[2]Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQÀM en aménagement forestier durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 445 boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec, J9X 5E4, Canada. Marc.Mazerolle@uqat.ca; Louis.Imbeau@uqat.ca.

2.1 Abstract

Food insecurity has become a growing concern for aboriginal communities around the world. Arctic regions and food systems have been the focus of extensive research, but few data is available regarding aboriginal communities of the boreal forest. This study aimed to address the concerns of four Anishnaabeg (Algonquin) communities of Eastern North America with regards to possible heavy metal exposure from a nearby copper smelter, through consumption of traditional food. For this purpose, liver and meat samples were obtained from 196 snowshoe hares (*Lepus americanus*) trapped during winter 2012 across the traditional lands of Timiskaming, Winneway, Pikogan and Kitcisakik and within 56 to 156 km from the smelter. Interviews were conducted with 78 household heads to evaluate traditional food habits generally, and snowshoe hare consumption specifically. Heavy metal concentrations in snowshoe hare liver and meat were below the detection limit for most samples for As, Co, Cr, Ni and Pb. For Cd and Hg, two notably hazardous heavy metals, very few samples had detectable concentrations in meat, but most liver samples showed higher concentrations, with means of 3.79 mg/kg and 0.15 mg/kg respectively (dry weight). Distance and orientation from the Rouyn-Noranda copper smelter did not explain variability between samples, but percent deciduous cover showed a marginal negative effect on liver Cd, Cu, and Zn concentrations. The exposition risk from snowshoe hare consumption was estimated to be low, although heavy consumers could exceed recommended Hg doses. In accordance with the holistic perspective commonly adopted by indigenous people, the nutritional and sociocultural importance of traditional food must be taken into account when conducting risk assessment studies in an aboriginal context. Traditional food can play a significant role in the attenuation and prevention of serious health issues disproportionately affecting first Nations, such as obesity, diabetes, and cardiovascular diseases.

Keywords: Heavy metals, snowshoe hare, *Lepus americanus*, Anishnaabeg, Algonquin, indigenous people, traditional food, risk assessment, environmental contamination.

2.2 Introduction

Traditional foods carry a great social, cultural, and nutritional importance amongst indigenous people (e.g., Kuhnlein and Receveur, 1996; Pufall et al., 2011). Many communities still traditionally harvest, prepare and consume a variety of wildlife species, although there is an increasing preference for a few favoured species (Wein et al., 1991; Samson and Pretty 2006; Hlimi et al., 2011). Consumption of traditional food significantly contributes to a higher daily intake of proteins, vitamins and minerals, even with the ingestion of a single meal per day (Kuhnlein and Receveur, 2007; Gagné et al. 2012). Gradual replacement of traditional food by market food over the past 30 years has been linked to declining health in Arctic aboriginal populations (Kuhnlein et al., 2004). Available market food often contains high levels of sugar, fat and salt, and low levels of vitamins and minerals (Gittelsohn et al., 1998). Hence, the prevalence of obesity and diabetes in aboriginal communities is significantly higher than in the overall population, a difference that cannot be explained by genetics alone (Haman et al., 2010). Concurrent with these dietary changes, some traditional food has been found to be heavily contaminated by toxic metals, radionuclides, and persistent organic compounds (Berti et al., 1998; Johansen et al., 2000; Arnold et al., 2006).

Pollutants resulting from industrial activities are carried in the environment by atmospheric or water transport (Savard et al., 2006; Makinen et al., 2010; Pennington & Watmough, 2015). Along with local geological sources of contamination, anthropogenic point emitting sources can affect specific areas more directly (Aznar et al., 2008). Contaminants can be found in soils, vegetation, lacustrine and marine environments. Bioaccumulation and bioamplification occur along food chains, resulting in excess tissue concentrations for various animal species (Beyer et al., 1996). Chronic exposition to small doses of contaminants can seriously impact animal and human health (Environmental Protection Agency, 2015). Human

exposure depends on several factors like geographic location, age, and gender, as well as quantity, frequency and types of foods consumed (Chan et al., 1995). However, even if contaminants are commonly found in wild foods, the causality between contaminated traditional food consumption and adverse health effects is complex to determine and difficult to confirm (Donaldson, 2010).

In recent years, research on environmental health risks has increased exponentially (Furgal et al., 2010). Public health authorities have started to raise awareness and indigenous communities are more than ever concerned about food security and safety (Martin, 2011). Risk assessment and communication requires thoughtful consideration of social and cultural specificities, and a multidisciplinary approach is preferable (Kuhnlein & Chan, 2000; Furgal et al., 2005). An emerging and challenging trend is to try minimizing the risks of a traditional diet, while promoting and maximizing its benefits (e.g., Laird et al., 2013; Lemire et al., 2015).

Most studies tackling contaminants in traditional food have focused on Arctic regions (e.g., Berti et al., 1998; Van Oostdam et al., 2005; Schuster et al., 2011; Laird et al. 2013; Lemire et al., 2015). However, aboriginal communities living in boreal and temperate forests are also legitimately worried about traditional food safety. This is the case for the Anishnaabeg First Nations of Eastern Canada, whose traditional hunting and trapping grounds include one of the largest smelting plant in Canada.

In collaboration with four Anishnaabeg communities, we investigated the risk of heavy metal exposure associated with traditional food consumption. Our first objective was to evaluate heavy metal contamination in the meat and the liver of snowshoe hare (*Lepus americanus*), a culturally important species that also plays a major role in boreal forest ecosystems (Krebs et al., 2001). We expected the contamination level to decrease with distance from the local smelter, and to be higher at sites oriented in the direction of prevailing winds (Aznar et al., 2007). We also

Rapport-Gratuit.com

expected higher concentrations of cadmium (Cd) and lead (Pb) in hares sampled in deciduous tree stands, because early successional tree species are choice forage for snowshoe hare (Pease et al., 1979) and tend to accumulate Cd and Pb in foliage and branches (Mcgee et al., 2007). Our second objective was to assess food habits generally, and snowshoe hare consumption specifically within the four Anishnaabeg communities. Finally, our third objective was to evaluate heavy metal exposure and possible health risk for Anishnaabeg communities, with respect to recommended maximum intake.

2.3 Material and Methods

2.3.1 Study area

Our study took place in Abitibi-Témiscamingue and Northern Quebec, on the traditional territories of four *Anishnaabeg* communities. It covers roughly 50 000 km^2 of hunting and trapping grounds, still frequented regularly by the people of Timiskaming, Winneway, Pikogan and Kitcisakik First Nations (Figure 2.1). These communities are located near one of Canada's oldest and most notorious copper smelters, Rouyn-Noranda's Horne Smelter, in operation since 1927. Although filtering technology has greatly improved in recent years, resulting in reduced emissions (Savard et al., 2006), ore refining and electronic waste recycling activities still emit important amounts of various heavy metals (Table 2.1).

2.3.2 Snowshoe hare sampling

We collected snowshoe hares at different distances and orientations from the Horne smelter (Figure 2.1). Typical brass snares were set by skilled aboriginal trappers at strategic and accessible microsites, georeferenced for each successful capture. A total of 196 snowshoe hares were collected during winter 2012, and meat (from the thigh)

and liver samples were taken. All remaining snowshoe hare meat was given to elders and families or reserved for community feasts. Fur was saved for traditional handicraft. For each captured snowshoe hare, distance and orientation from the Horne smelter were measured. Distance ranged from 56 to 156 km, while orientation ranged from 10° to 210° from the smelter. Using Environment Canada's wind database from Rouyn-Noranda, Qc (http://climate.weather.gc.ca/), we compiled for each site the number of hours under wind blowing from the Horne smelter. We considered data from January 2009 to December 2011 inclusively, covering more than the average lifespan of a snowshoe hare (Hodges, 1999). At each site, percent deciduous, mixed and coniferous forest, as well as non-forest cover were noted, within buffers equivalent to the maximum (17 ha) and minimum (1,6 ha) snowshoe hare home range (Godbout et al., 2001).

2.3.3 Heavy metal analysis

Frozen meat and liver samples (approximately 100 g and 45 g of fresh tissue, respectively) were sent to Multilab Direct facilities in Rouyn-Noranda (Québec, Canada). Fresh tissues were dried and most heavy metal concentrations (dry weight) were obtained using inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS) (Rice et al., 2012; Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014). Mercury (Hg) was analysed through thermal decomposition, gold amalgamation and cold vapor atomic absorption spectrometry (PerkinElmer, inc., 2009; Rice et al., 2012). The following metals were tested (with detection limits): arsenic (As; 1 mg/kg), cadmium (Cd; 0.4 mg/kg), chrome (Cr; 8 mg/kg), cobalt (Co; 2 mg/kg), copper (Cu; 5 mg/kg), iron (Fe; N/A), lead (Pb; 1 mg/kg), mercury (Hg; 0.1 mg/kg), nickel (Ni; 4 mg/kg) and zinc (Zn; 1 mg/kg).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

2.3.4 Statistical analyses of heavy metal concentrations in hare

A linear mixed model was used to explain variability in heavy metal concentrations using geographic location of trapping area as a random effect (Pinheiro and Bates, 2000). We considered a number of other fixed effects explaining heavy metal concentrations, namely tissue type, distance from smelter, orientation relative to smelter, total hours of wind received from smelter direction and percent deciduous and mixed forest cover. We used an information-theoretic approach to compare the support in favor of our different hypotheses (Burnham and Anderson, 2002). We obtained maximum likelihood estimates with the nlme package in R 3.1.2 (Pinheiro et al., 2014; R Core Team, 2014). Model selection and multimodel inference (Table 2.2) were implemented with the AICcmodavg package (Mazerolle, 2015).

2.3.5 Interviews

We assessed general food habits and mean snowshoe hare consumption within each community by interviewing at least 15 randomly selected household heads in each community. Participants answered on behalf of all household members. A total of 78 participants provided information on the food habits of 266 individuals (Table 2.3). We used a questionnaire based on typical "food frequency questionnaires" (Schuster et al., 2011b), with an emphasis on snowshoe hare. Participants were asked what part(s) of the animal they eat in a typical meal; how many snowshoe hare meals they eat per week, month or year; the seasons during which they eat snowshoe hare; as well as information on risk-enhancing practices such as liver or kidney consumption and smoking (Cole and Kearney, 1997). Interviewees were also asked what other wildlife species they eat, the relative importance of these meals compared to snowshoe hare, and the cultural importance of traditional foods. Participants were free to share any information they deemed relevant regarding their consumption of traditional food.

2.3.6 Risk assessment

Oral reference doses (RfDs) for chemical compounds or heavy metals are usually measured in mg/kg bodyweight (BW)/day. For chronic exposure to small doses, we used the most restrictive benchmarks from the World Health Organization (WHO), Health Canada, or US Environmental Protection Agency (EPA). The equation used for average dose calculation was:

$$\text{Dose} = (C \times (1 - W) \times \text{Adi}) / \text{BW},$$

where C is average heavy metal concentration in dry weight; W is tissue water content; Adi is average daily intake (average meal weight × number of meals per year / 365 days); and BW is body weight. Standard bodyweight for toxicological studies was set to 70 kg for men, 60 kg for women and 20.8 kg for a 6 year old child, following standards (Derelanko, 2000; EPA 2015). Dry weight tissue concentrations from the lab were converted to humid weight concentrations considering 70% water content in meat (Derelanko, 2000).

Different scenarios were used in our calculations, to reflect a progressive range of health risks resulting from different plausible exposure situations (Table 2.4). The base scenario represented average daily intake of snowshoe hare meat (according to interview data), ranging from 0.226 kg to 0.465 kg, without consumption of offal. The second scenario represented high snowshoe hare consumption, i.e., mean number of snowshoe hare meals plus two standard deviations, and a large portion of 0.885 kg of meat at each meal, comprising all the muscles of a 1.5 kg standard snowshoe hare. The third scenario considered an additional heavy metal input from liver consumption to the high consumption scenario:

Additional liver dose = (L × (1 - W) × AiL) / BW,

where L is liver heavy metal concentration; AiL, represents average daily intake of liver. Snowshoe hare liver intake was obtained by using a standard rabbit liver ratio of 2.94 % of an average total weight of 1.5 kg (Derelanko, 2000).

Finally, we considered two "worst case scenarios", to reflect the possibility of randomly sampling amongst the most contaminated snowshoe hares in the study area. For these scenarios, we used the highest daily intake, added two standard deviations to the mean tissue concentrations and made calculations with and without liver intake.

2.3.7 Ethics

This research project was initiated by the four Anishnaabeg communities, and the research methodology was developed in close collaboration to ensure research relevance and legitimacy (Asselin and Basile, 2012). We obtained a certificate from Health Canada's Research and Ethics Board (#2010-0090). The project complies with the aboriginal research guidelines of the Canadian *Tri-Council Policy Statement: Ethical Conduct for Research Involving Humans* (NSERC et al., 2014). Participants signed a consent form and were offered a monetary compensation for their contribution. Interviews were conducted with the help of aboriginal collaborators, through a participatory research philosophy (Saint-Arnaud et al., 2009). Local collaborators were key to efficient communication with community members.

2.4 Results

2.4.1 Heavy metal concentrations

Heavy metal concentrations were below the detection limit for most samples for As, Co, Cr, Ni and Pb in both liver and meat. For Hg and Cd, very few samples had detectable concentrations in meat, but most liver samples had detectable concentrations. Concentrations are always higher in liver than meat. Almost all samples had detectable amounts of Cu, Fe and Zn in both liver and meat (Table 2.5). Distance and orientation from the smelter, and percent of the year under smelter winds did not significantly influence heavy metal concentrations. However, the Cu concentration in liver and meat as well as the Zn and Cd concentrations in liver decreased with increasing percentage of deciduous and mixed forest cover within 17 ha (Figure 2.2). Furthermore, the Zn concentration in meat increased with the combined deciduous and mixed cover within 17 ha. Statistical relationships at the 1.4 ha home range scale were similar but weaker (data not shown). Table 2.6shows the Akaike weights of the top candidate models.

2.4.2 Traditional food consumption

In average, Pikogan families ate the most snowshoe hare and Kitcisakik families ate the least among the four participating communities (Table 2.7). However, many families did not consume snowshoe hare, most notably in Timiskaming. Snowshoe hare consumption data is not normally distributed for any of the participating community. More than half of the respondents (58%, n = 78) said their snowshoe hare consumption had declined over the years, whereas 38% mentioned their snowshoe hare intake was stable. An elder reported: "*We used to eat more hare than moose*!". Snowshoe hare was considered slightly important (40%) or not important (27%) in most participants' diet. However, most participants said that snowshoe hare was very (48%) or extremely (16%) important to their communities, and very (51%)

or extremely important (33%) to their culture. Boiling is the most common way to cook hare, with all edible parts – including the offal (liver, kidneys, heart) – for 41% of respondents. All participants also consumed other species at greater frequencies (moose, fishes – mostly walleye [*Sander vitreus*] and pike [*Esox lucius*]); at comparable frequencies (ruffed grouse (*Bonasa umbellus*)); or at lower frequencies (beaver (*Castor canadensis*)). Some species were only eaten occasionally (various ducks, goose (*Branta canadensis*) and bear (*Ursus americanus*)). 24% of the participants were smokers.

2.4.3 Exposure to heavy metals

For the average snowshoe hare consumer, there was no apparent risk of exposure for any heavy metal tested, given that the calculated doses are at least 10 times below the reference doses (Figure 2.3). Risk of exposure increases when snowshoe hare is more frequently consumed and when liver is included in a meal. However, none of these exposure situations reached the reference doses (RfDs), where adverse health effects could likely be triggered. When considering the worst case scenarios with a high proportion of highly contaminated snowshoe hare (without and with liver), we found that RfDs were exceeded for Cd and Hg in Pikogan and Hg in Winneway.

2.5 Discussion

"Is it still safe to eat traditional food?" Answering this apparently simple question from Anishnaabeg communities is more complex than it seems. Few data exist on the possible effect of a smelter facility on snowshoe hare heavy metal contamination. We chose this species mainly because of its cultural importance for Anishnaabeg communities and for its abundance. It is important to mention that none of the studies previously conducted on Anishnaabeg traditional species had a cultural dimension that also included food consumption surveys, essential for proper exposure

understanding and assessment. While it is possible to evaluate the health risk of heavy metal contamination from traditional food intake, other elements – sometimes hard to quantify – are equally important to consider. Global exposure to heavy metals and other contaminants can be enhanced by diverse factors, whereas numerous benefits of traditional food can compensate the drawbacks. Moreover, heavy metal contamination is not the only threat to aboriginal and Anishnaabeg health.

2.5.1 Heavy metals in snowshoe hare

Table 2.8 compares the heavy metal liver concentrations measured in our study with other studies on snowshoe hare or parent species conducted in northern Quebec, northern Canada, and Europe. The concentrations of Cd and Hg are higher in our samples than for snowshoe hare from northern Quebec (Langlois & Langis, 1995), European brown hare and mountain hare from Finland and Slovakia (Venäläinen et al, 1996, Kolesarova et al., 2008). The proximity of a smelter within our study area likely explains the difference. Cd and Hg concentrations were however slightly lower than for Arctic hare (Pedersen & Lierhagen, 2006), and substantially lower than for European brown hare from Poland (Wajdjick, M., 2006). Cu, Pb and Zn concentrations were lower in our samples, compared to Arctic hare and European brown hare from Finland, Poland and Slovakia (Venäläinen et al, 1996; Wajdjick, M., 2006; Kolesarova et al. 2008). The higher concentrations found in Arctic hare, far from any industrial facilities, is likely due to local geochemistry, habitat composition and the type of species grazed (Pedersen & Lierhagen, 2006). The nature of nearby industrial activities could account for some of the differences with European brown hare. Within our study area, other studies targeted bear and moose liver with Cd concentrations higher than our snowshoe hare samples (Paré et al., 1999; Paré and Jolicoeur, 2005). The longer lifespan of moose and bear likely allows for greater Cd bioaccumulation.

2.5.2 Influence of a smelting facility

None of the variables we used to measure smelter effect (distance, orientation, wind) were linked to heavy metal concentration in snowshoe hare. Our collecting distance ranged from 56 to 156 km. Smelter emissions normally tend to disperse radially and to dilute with distance, especially after 50 km (Savard et al., 2006; Aznar et al., 2008). Particle deposition rates decrease exponentially with distance from source, although particles can be detected at more than 116 km, and possibly travel well beyond this distance (Hou et al., 2006). Although previous studies would suggest an effect of distance and orientation from a smelting facility, we did not detect such an effect in our samples and conclude that deposition rates were relatively constant across our sampling areas. It is also likely that the four communities are beyond the area under direct influence of the smelter.

2.5.3 Influence of habitat type and quality

Within our study area, deciduous and mixed forests usually include high proportions of poplars, birches and willows, all of which are important Cd bioaccumulators (Brekken and Steinnes, 2003; McGee et al. 2007). Because snowshoe hare preferably feeds on these species, we expected greater Cd concentrations in samples from deciduous or mixed forest stands (Pease et al., 1979). Instead, our analysis showed a marginal negative effect of combined mixed and deciduous forest covers on snowshoe hare liver Cd concentrations. This could be due to high Cd uptake in the canopy (McGee et al. 2007), reducing Cd availability in the lower strata where snowshoe hares feed. To refine our approach, we should further investigate lower plant strata, including herbs and shrubs, and conduct snowshoe hare fecal pellet analysis to determine habitat use and its influence on heavy metal concentrations in snowshoe hare. Furthermore, further studies will be needed to decipher the

mechanisms involved in the effect of combined deciduous and mixed forest cover on Cu and Zn concentrations.

2.5.4 Anishnaabeg exposure to heavy metals

On average, the level of exposure to heavy metals from snowshoe hare consumption is low in the participating Anishnaabeg communities. However, exposure can fluctuate depending on food habits and the frequency at which snowshoe hare and other traditional foods, such as walleye and pike (high Hg) are consumed. Some individuals were likely to be more exposed to Hg and Cd than others, depending on traditional food consumption frequency. Furthermore, elders and members of a household where an elder lives tended to eat a greater quantity and diversity of traditional food than younger generations, as was previously noted in the Arctic (Kuhnlein et al., 2004). Men also generally consumed more traditional food than women. Because of their smaller bodyweight and ongoing development, children and infants can be more vulnerable to contaminants. For this reason, children and women of childbearing age are often the first groups targeted by restrictions on traditional foods (Furgal et al., 2005).

2.5.5 Additional exposure to heavy metals

Aboriginal food habits can comprise dozens or even hundreds of different species that can contribute to the global exposure to heavy metals and other contaminants (Kunhlein & Chan, 2000). Many species present on or near Anishnaabeg traditional lands are contaminated with heavy metals, to a point where certain tissues should be avoided (Table 2.9). Amongst the most popular species harvested and eaten on Anishnaabeg traditional lands, moose and bear are known to present high levels of Cd in the liver and kidneys (Paré & Jolicoeur, 2005), whereas walleye, pike and lake trout show high levels of flesh Hg (Beaulne et al., 2012). Market food can also contribute to the daily intake of some heavy metals such as Cd, As or Hg, although

Rapport-Gratuit.com

regulations should limit this type of input (Satarug et al., 2010). .

Another source of heavy metals includes the use of lead ammunition for hunting, which increases lead intake from game meat (Iqbal et al., 2009). Smoking also increases Cd intake by a factor of 30 (INAC, 2003). The proportion of smokers within the 4 participating communities (24%) is lower than amongst Inuit communities (65%), lower than average aboriginal communities (40%), and equivalent to the Canadian average (24%) (McDonalds & Trenholm, 2010). While it has been suggested that aboriginal smokers should refrain from consuming game liver and kidneys to reduce cadmium intake (Jin and Joseph-Quinn, 2003), it seems more efficient to consider quitting smoking, as this habit causes a plethora of other health issues (Cole and Kearney, 1997).

2.5.6 Health risk assessment

Following a major trend in health sciences, research on environmental contamination commonly emphasizes the notion of risk (Furgal, 2010). Risk assessment, as a *"mathematical calculation of risk based on toxicity and exposure*", helps in the description, evaluation, and prevention of complex health problems (Gilbert, 2012). However useful, this extrapolative approach is not exact and requires caution. For example, when evaluating exposure from traditional food consumption, food habit surveys can misrepresent the actual intake, or fail to take into account seasonal changes (Chan et al., 1995; Kuhnlein, 1995). Common guidelines such as tolerable daily intake (TDI) or reference dose (RfD) are relevant only if the exposure is constant over an individual's lifetime (Kuhnlein, 1995, Derelanko, 2000). Even so, according to the US Environmental Protection Agency, "*Lifetime exposure above the reference dose (RfD) does not imply that an adverse health effect would necessarily occur.*" (www.epa.gov). Yet the biggest downside of risk assessment probably resides

in what it fails to address, namely community, social, and environmental justice issues (Gilbert, 2006).

The most extreme scenarios presented in this study can be avoided by different precautionary measures. Trappers that vary their trapping areas are likely to increase the variability of the heavy metal concentration in their food. In turn, this can lower the possibility of recurrently trapping highly contaminated snowshoe hare. Liver consumption can also be avoided, to prevent additional heavy metal intake. Although liver represents a small contribution in terms of weight (0.0441 kg for a standard snowshoe hare liver), it can reach very high concentrations of heavy metals. Kidneys usually show even higher concentrations, especially for older specimens, in the case of Cd (Danielson and Frank, 2009). If food waste is a concern, offal could be shared amongst family members, or saved in a community freezer for communal use (Martin, 2003). Assuredly, moderation in meal frequency and size can help limit heavy metal intake from specific foods. However, avoiding to eat traditional food would deprive communities of numerous health benefits. By maintaining a diversified diet, one can effectively limit the risks and prevent an excess accumulation of certain contaminants from specific species, while increasing health benefits from traditional foods.

2.5.7 Nutritional benefits of traditional foods

There are major health disparities between aboriginal people and the rest of the population (Haman et al., 2010). Health conditions seem difficult to maintain when location, income, and aboriginal status contribute to a greater occurrence of deleterious behaviours, higher occurrence of diseases, and lack of opportunities to enforce good health (Frohlich and Richmond, 2006). However, traditional food can be a significant asset in the prevention of the serious health issues that disproportionately affect aboriginal people, namely cardiovascular diseases, obesity,

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

and diabetes (Loring and Gerlach, 2008). Contaminants aside, traditional foods are considered part of a healthy lifestyle and offer great nutritional value (Samson and Pretty, 2006). Individuals eating traditional food on a regular basis have a greater uptake of essential nutrients, vitamins and minerals, and they tend to be less affected by obesity, diabetes, anemia, children brain development, etc. (Gittelsohn et al., 1998; Gagné et al., 2012). Conversely, the historical emergence of market food in aboriginal communities is well correlated with the advent of obesity, diabetes, and many other diet-related chronic diseases (Kuhnlein et al., 2004; Haman et al., 2010).

2.5.8 Cultural benefits of traditional foods

The cultural importance of traditional food is another asset that cannot be overstated. Nonetheless, researchers must be sensitive and open-minded to fully understand the cultural context of research with aboriginal communities (Asselin and Basile, 2012; Koster et al., 2012). Historically, food harvesting, processing, consuming, and sharing were fundamental to the social, political, economic, domestic, spiritual, and cultural organisation of aboriginal societies (Kuhnlein and Chan, 2000). Even if wage-driven economy has now supplanted the traditional hunting and gathering economy and altered its corresponding food systems (Kuhnlein and Receveur, 1997), the shift is recent and traditional activities have not turned into folkloric hobbies. Considered the "true food", traditional foods continue to be appreciated and valued, as they embody the Anishnaabeg traditional way of living (Bousquet, 2002). The interviews we conducted confirm this perspective: snowshoe hare is deemed very important culturally, although its actual consumption is lower than it was before contact with Canadian-European settlers.

While gathering their foods, aboriginal people also embrace a state of interconnectedness with the land, its resources and its people (Manitowabi and Shawande, 2011). This enlivens their cultural heritage, allows them to learn the

subtleties of the traditional language, and strengthen the bonds between families, communities and generations (Lambden et al., 2007). The land is also viewed as therapeutic, as it allows to "live the good life", and to seek "mino pimatisiwin", a wholesome and holistic state of health that encompasses spiritual, physical, emotional and mental well-being (Wilson, 2003). The respectful and intricate relationship that bonds human and animals is even sometimes compared to marriage (Feit, 2000).

This extensive experience and observation of the land over many generations has led aboriginal people to accumulate a vast amount of empirical knowledge of the various species and diverse ecological interactions between them (Berkes, 2012; Parlee et al., 2012; Asselin, 2015). Despite profound environmental and socio-economic changes, traditional ecological knowledge (TEK) is adaptative, maintaining aboriginal people's capacity to accurately evaluate both land and food healthiness, through subtle indicators and specific observations (Tanguay et al., 2013). Notwithstanding this wealth of knowledge, environmental contamination is a recent and invisible threat to aboriginal health, possibly undetectable by traditional means (Wheatly, 1997; Furgal et al., 2005).

2.5.9 Collaborative approach to risk assessment

Despite their different cultural backgrounds, aboriginal people are able to understand the symptoms, causes, and repercussions of the important health issues they face (Roy, 2002). However, the tendency to view aboriginal people as unable to understand and manage their own health seems persistent, reminiscent of a colonialist past (Lepage, 2009). From an aboriginal standpoint, the "white man" can be perceived as antisocial when he fails to listen to the thoughts and preoccupations of his aboriginal interlocutor (Feit, 2000). Thus, refusal to comply with scientific advice can be seen as a rejection of authority, a political statement to reaffirm one's identity and affiliation to a distinct cultural group (Roy et al., 2013).

To avoid this type of counterproductive dynamic, research on traditional food contamination calls for a multidisciplinary approach and a strong collaboration with concerned communities (Kuhnlein and Receveur, 1997; Suk et al., 2004; Fillion et al., 2014). Confidence and trust can suffer a great deal when the harmlessness of traditional foods is questioned, without proper communication of a sensible, nuanced and understandable message (Jack et al., 2010; McAuley and Knopper, 2011). Given that traditional foods now have to compete with cheap, strongly advertised market foods of poor nutritional value, misguidance can have serious impacts on aboriginal food security (Counil et al., 2012). This is especially true when higher-quality market food alternatives are unavailable or unaffordable (Counil et al., 2008).

2.6 Conclusion

We evaluated heavy metal concentration in snowshoe hares from western Quebec. The hare tissue analyses we conducted in conjunction with food consumption questionnaires suggest that, on average, the Anishnaabeg population experience a low risk of exposure to heavy metals from snowshoe hare consumption. Specifically, there should be minimal worry about snowshoe hare meat, especially when consumed occasionally and without the offal. However, the risk of exposure can theoretically rise for those who frequently consume large quantities of snowshoe hare meat and offal. The additional input of other food items and certain life habits such as smoking also needs to be considered. An extensive evaluation of all the traditional food species, along with thorough food habit surveys (including market foods) would be required to better evaluate the global health risk experienced by Anishnaabeg communities. There is growing evidence that certain traditional foods, carrying contaminants such as PCBs, heavy metals or Perfluorooctane Sulfonate (PFOS), can increase the risk of cardio metabolic illnesses or endocrinal disorders (Singh et al.,

2014). Some fringes of the population, such as children and women of childbearing age, can be particularly sensitive to such health issues. However, risk assessment does not reflect a certainty, but rather represents a possibility (Cardona, 2003). In many cases, socioeconomic factors like poverty, remoteness and lack of economic opportunities can have the most detrimental effects on aboriginal health (Frohlich et al., 2006). Even if environmental health is a key factor to human health, there are other immediate and significant threats to aboriginal health that should be addressed in priority, such as diabetes and obesity. Because of their many cultural and nutritional benefits, traditional foods are most likely part of the solution to food insecurity in aboriginal communities.

2.7 Acknowledgements

Funding for this study was provided by Health Canada. We thank the trappers, Hank Rodgers, Lloyd Polson, Nelson King and Archie Brazeau for providing us with the samples. We are also grateful to the other Anishnaabeg collaborators, Benoît Croteau, Susane King, Linda McMartin and Colleen Polson, Lindsay Polson and Randy Polson. Finally, we thank Danny Bisson, Amandine Jean, Jonathan Leclair and Rina Lecompte for fruitful discussions and for their help coordinating the project.

2.8 References cited

Arnold, S. M., Zarnke, R. L., Lynn, T. V., Chimonas, M.-A. R., Frank, A. 2006. Public health evaluation of cadmium concentrations in liver and kidney of moose (*Alces alces*) from four areas of Alaska. Science of the Total Environment 357: 103-111.

Asselin, H. 2015. Indigenous forest knowledge. In: K. Peh, R. Corlett & Y. Bergeron (Eds), Routledge Handbook of Forest Ecology. New York: Earthscan, Routledge.

Asselin, H. & Basile, S. 2012. Éthique de la recherche avec les Peuples autochtones : qu'en pensent les principaux intéressés? Éthique publique 14: 333-345.

Aznar, J. C., Richer-Laflèche, D. & Cluis, D. 2007. Metal contamination in the lichen *Alectoria sarmentosa* near the copper smelter of Murdochville, Québec. Environmental Pollution 156: 76-81.

Aznar, J. C., Richer-Laflèche, D., Bégin, C. & Rodrigue, R. 2008. Spatiotemporal reconstruction of lead contamination using tree rings and organic soil layers. Science of the Total Environment 407: 233-241.

Beaulne, J.-S., Lucotte, M., Paquet, S. & Canuel, R. 2012. Modeling mercury concentrations in northern pikes and walleyes from frequently fished lakes of Abitibi-Témiscamingue (Quebec, Canada): a Gis approach. Boreal Environment Research 17: 277–290.

Berkes F., 2012. Sacred Ecology : Traditional Ecological Knowledge and Resource Management. Routledge. 392 p.

Berti, P. R., Receveur, O., Chan, H. M. & Kuhnlein, H. V. 1998. Dietary exposure to chemical contaminants from traditional food among adult Dene/Métis in the western Northwest Territories, Canada. Environmental Research, Section A 76: 131-142.

Beyer, W. N., Heinz, G. H. & Walters Redmon, A. 1996. Environmental contaminants in wildlife – Interpreting tissue concentration. CRC Press. 494 p.

Bousquet, M.-P. 2002. « Quand nous vivions dans le bois ». Le changement spatial et sa dimension générationnelle : l'exemple des Algonquins du Canada. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Canada.

Brekken, A. & Steinnes, E. 2004. Seasonal concentrations of cadmium and zinc in native pasture plants: consequences for grazing animals. Science of the total Environment 326: 181–195.

Burnham, K. P., Anderson, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Second edition. Springer: New York.

Canadian institute of Research, Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada and Social Sciences and Humanities Research Council of Canada, 2014. Tri Council Policy Statement: Ethical Conduct for Research involving humans.

Cardona, O.D. 2003. The Need of Rethinking the Concepts of Vulnerability and Risk from a Holistic Perspective: A Necessary Review and Criticism for Effective Risk Management. In: Bankoff, G., Frerks, G., Hilhorst, D. (Ed), Mapping Vulnerability: Disasters, Development and People. London: Earthscan.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, 2014. Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon. Ma. 200 – Mét 1.2, Rév. 5, Ministère du développement durable, de l'environnement et de la lutte contre les changements climatiques du Québec, 36 p.

Chan, H.M., Kim, C., Khoday, K., Receveur, O. & Kuhnlein, H.V. 1995. Assessment of Dietary Exposure to Trace Metals in Baffin Inuit Food. Environmental Health Perspective, 103 (7-8): 740-746.

Chan, H.M., Berti, P.R., Receveur, O. & Kuhnlein, H.V. 1997. Evaluation of the Population Distribution of Dietary Contaminant Exposure in an Arctic Population Using Monte Carlo Statistics. Environmental Health Perspective 105 (3): 316-321.

Cole, D. C. & Kearney, J. P. 1997. Blood cadmium, game consumption and tobacco smoking in southern Ontario anglers and hunters. Canadian Journal of Public Health 88: 44-46.

Counil, E., Dewailly, E., Bjerregaard, P., Julien, P. 2008. Trans-polar-fat: all Inuit are not equal. British Journal of Nutrition 100, 703-706.

Counil, E., Gauthier, M.-E., Blouin, V., Grey, M., Angiyou, E., Kauki, T., Dewailly, E. 2012. Translational research to reduce trans-fat intakes in Northern Quebec (Nunavik) Inuit Communities: a success story? International Journal of Circumpolar Health, 71: 18833 http://dx.doi.org/10.3402/ijch.v71i0.18833

Danielson, R., Frank, A. 2009. Cadmium in moose kidney and liver – age and gender dependency, and standardisation for environmental monitoring. Environmental Monitoring Assessment 157: 73-88.

Derelanko, M. J. 2000. Toxicologist's pocket handbook. CRC Press, 231 p.

Donaldson, S. G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P., Boucher, O., Bowers, W., Chan, L., Dallaire, F., Dallaire, R., Dewailly, É., Edwards, J., Egeland, G. M., Fontaine, J., Furgal, C., Leech, T., Loring, E., Muckle, G., Nancarrow, T., Pereg, D., Plusquellec, P., Potyrala, M., Receveur, O. & Shearer, R. G. 2010. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 408: 5165-5234.

Environmental Protection Agency (EPA), 1993. Integrated Risk Information System (IRIS), Reference Dose (RfD): Description and use in Health Risk Assessments, Background document 1A. http://www.epa.gov/NCEA/iris/rfd.htm

Environmental Protection Agency (EPA), 2015. Integrated Risk Information System (IRIS). http://www.epa.gov/iris/index.html

Environment Canada 2014. National Pollutant Release Inventory. http://ec.gc.ca/inrp-npri/

Fillion, M., Laird, B., Douglas, V., Van Pelt, L., Archie, D. & Chan, H. M. 2014. Development of strategic plan for food security and safety in the Inuvialuit Settlement Region, Canada. International Journal of Circumpolar Health 73: 25091.

Frohlich, K. L., Ross & N., Richmond, C. 2010. Health disparities in Canada today: Some evidence and a theoretical framework. Health Policy 79: 132–143.

Furgal, C.M., Powell, S. & Myers, H. 2005. Digesting the Message about Contaminants and Country Foods in the Canadian North: A Review and Recommendations for Future Research and Action. Arctic, 58 (2): 103-114.

Furgal, C. M., Garvin, T. D. & Jardine, C. G. 2010. Trends in the study of Aboriginal health risks in Canada. International Journal of Circumpolar Health 69: 322-332.

Feit H. A. 2000. Animals as hunting partners : Reciprocity among the James Bay Cree. Terrain 34: 123-142.

Gagné, D. 2009. Évolution de la contamination au cadmium chez les populations d'orignaux de l'Abitibi-Témiscamingue entre 1986 et 2001. Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, 21 p.

Gagné, D., Blanchet, R., Lauzie, J., Vaissie, E., Vézina, C., Ayotte, P., Déry, S., Turgeon O'Brien, H. 2012. Traditional food consumption is associated with higher nutrient intakes in Inuit children attending childcare centres in Nunavik. International Journal of Circumpolar Health 71: 18401. http://www.circumpolarhealthjournal.net/index.php/ijch/article/view/18401

Gilbert, S.G. 2012. A small dose of toxicology – The health effects of common chemicals. Healthy World Press. 266 p.

Gilbert, S.G. *2006* Precautionary Assessment: Getting Out of the Risk Assessment Box. http ://www.toxipedia.org/display/toxipedia/Precautionary+Assessment

Gittelsohn, J., Wolever, T. M., Harris, S. B., Harris-Giraldo, R., Hanley, A. J., Zinman, B. 1998. Specific patterns of food consumption and preparation are associated with diabetes and obesity in a Native Canadian community. Journal of Nutrition 128 (3): 541-547.

Godbout, G., Poirier, M. & Lafond, R. 2001. Méthode de caractérisation du cycle d'abondance du lièvre à l'aide du dénombrement de crottins, à des fins de gestion des animaux à fourrure. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction du développement de la faune et Direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue. Québec. 50 p.

Haman, F., Fontaine-Bisson, B., Batal, M., Imbeault, P., Blais, J. M. & Robidoux, M. A. 2010. Obesity and type 2 diabetes in Northern Canada's remote First Nations communities: the dietary dilemma. International Journal of Obesity 34: S24-S31

Hlimi, T., Skinner, K., Hanning, H. M., Martin, I. D. & Tsuji, L. J. S. 2011. Traditional food consumption 40 ehavior and concern with environmental contaminants among Cree schoolchildren of the Mushkegowuk territory. International Journal of Circumpolar Health 71: 17344.

Hodges, K.E. 1999. The ecology of snowshoe hare in northern boreal forests. USDA Forest Service Gen Tech. Rep. RMRS-GTR-30.

Hou, X., Parent, M., Savard, M. M., Tassé, N., Bégin, C. & Marion, J. 2006. Lead concentrations and isotope ratios in the exchangeable fraction: tracing soil contamination near a copper smelter. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 6: 229-236.

Indian and northern affairs Canada (INAC) 2003. Canadian Arctic Contaminants Assessment Report II. Indian and Northern Affairs Canada.

Iqbal, S., Blumenthal, W., Kennedy, C., Yip, F. Y., Pickard, S., Flanders, D. W., Loringer, K., Kruger, K., Caldwell, K. L., & Brown, M. J. 2009. Hunting with lead: Association between blood lead levels and wild game consumption. Environmental research 109: 952-959.

Rapport-Gratuit.com

Jack. S. M., Brooks, S., Furgal, C.M. & Dobbins, M. 2010. Knowledge Transfer and Exchange Processes for Environmental Health Issues in Canadian Aboriginal Communities. International journal of Environmental Research and public health 7: 651-674.

Jin, A. & Joseph-Quinn, K. M. 2003. Consumption guideline for cadmium in moose meat in northern British Columbia, Canada. Circumpolar Health: 169-173.

Johansen, P., Pars, T., Bjerregaard, P. 2000. Lead, cadmium, mercury and selenium intake by Greenlanders from local marine food. Science of the Total Environment 245: 187-194.

Kolesarova, A., Slamecka, J., Jurcik, R., Tataruch, F., Lukac, N., Kovacik, J., Capcarova, M., Valent, M. & Massanyi, P. 2008. Environmental levels of cadmium, lead and mercury in brown hares and their relation to blood metabolic parameters. Journal of Environmental Science and Health Part A 43: 653-657.

Koster, R., Baccar, K. & Lemelin, R. H. 2012. Moving from research ON, to research WITH and FOR Indigenous communities: A critical reflection on community-based participatory research. Canadian Geographer 56 (2): 195-210.

Krebs, C. J., Boonstra, R., Boutin, S. & Sinclair, A. R. E. 2001. What drives the 10 year cycles of snowshoe hare. BioScience 51: 25-35.

Kuhnlein, H. V. 1995. Benefits and risks of traditional food for indigenous peoples: focus on dietary intakes of Arctic men. Canadian Journal of Physiology and Pharmacology 73: 765-771.

Kuhnlein, H. V. & Receveur, O. 1996. Dietary change and traditional food systems of indigenous peoples. Annual Review of Nutrition 16: 417-442.

Kuhnlein, H. V. & Chan, H. M. 2000. Environment and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples. Annual Review of Nutrition 20: 595-626.

Kuhnlein, H. V., Receveur, O., Soueida, R. & Egeland, G. M. 2004. Arctic indigenous peoples experience the nutrition transition with changing dietary patterns and obesity. Journal of Nutrition 134 (6): 1447-1453.

Kuhnlein, H. V. & Receveur, O. 2007. Local cultural animal food contributes high levels of nutrients for Arctic Canadian indigenous adults and children. Journal of Nutrition 137 (4): 1110-1114.

Lambden, J., Receveur, O. & Kuhnlein, H. V. 2007. Traditional food attributes must be included in studies of food security in the Canadian Arctic. International Journal of Circumpolar Health 66: 308-319.

Langlois, C. & Langis, R. 1995. Presence of airborne contaminants in the wildlife of northern Québec. Science of the Total Environment 160/161: 391-402.

Lemire, M. Kwan, M., Laouan-Sidi, A.E., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P. & Dewailly, E. 2015. Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec. Science of the Total Environment. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.102

Lepage, P., Direction de l'éducation et de la coopération 2009. Aboriginal Peoples: Fact and Fiction, 2nd Edition. Commission des droits de la personne et des droits de la jeunesse, Québec. 88 p.

Loring, P.A., Gerlach, S.C. 2008, Food, culture and human health in Alaska: an integrative health approach to food security. Environmental Science & Policy 12: 466-478.

Manitowabi, D., Shawande, M. 2011. The Meaning of Anishinabe Healing and Wellbeing on Manitoulin Island. Pimatisiwin: A Journal of Aboriginal and Indigenous Community Health 9 (2): 441-458.

Martin, D. H. 2011. "Now we got lots to eat and they're telling us not to eat it": understanding changes to south-east Labrador Inuit relationships to food. International Journal of Circumpolar Health 70: 384-395.

Martin, T. 2003. De la banquise au congélateur. Mondialisation et culture au Nunavik. Québec, Les Presses de l'Université Laval, 202 p.

Massanyi, P., Tataruch, F., Slameka, J., Toman, R. & Jurik, R. 2003. Accumulation of lead, cadmium, and mercury in liver and kidney of the brown hare (*Lepus europaeus*) in relation to the season, age, and sex in the west Slovakian lowland. Journal of Environmental Science and Health A38: 1299-1309.

Mazerolle, M. J. 2015. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AICI. R package version 2.0-2. http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg

McAuley, C. & Knopper, L.D. 2011. Impacts of traditional food consumption advisories: Compliance, changes in diet and loss of confidence in traditional foods. Environmental Health 10: 55.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

McDonald, J.T. & Trenholm, R. 2010. Cancer-related health behaviours and health service use among Inuit and other residents of Canada's north. Social Science & Medecine 70: 1396-1403.

McGee, C. J., Fernandez, I. J. Norton S. A. & Stubbs, C. S. 2007. Cd, Ni, Pb, and Zn concentrations in forest vegetation and soils in Maine. Water Air and Soil Pollution 180: 141-153.

Paré, M. & Jolicoeur, H. 2005. Teneurs en cadmium dans le foie et les reins d'ours noirs (*Ursus americanus*) en Abitibi-Témiscamingue. Naturaliste canadien 129: 63-69.

Paré, M., Prairie, P. & Speyer, M. 1999. Variations of cadmium levels in moose tissues from the Abitibi-Temiscamingue region. Alces 35: 177-190.

Parker, G. H. & Hamr, J. 2001. Metal levels in body tissues, forage and fecal pellets of elk (*Cervus elaphus*) living near the ore smelters at Sudbury, Ontario. Environmental Pollution 113: 347-355.

Parlee, B. L., K. Geertsema, & Lesser Slave Lake Indian Regional Council 2012. Social-ecological thresholds in a changing boreal landscape: insights from Cree knowledge of the Lesser Slave Lake region of Alberta, Canada. Ecology and Society 17 (2): 20. http://www.ecologyandsociety.org/vol17/iss2/art20/

Pease, J. L., Vowles, R. H. & Keith, L. B. 1979. Interaction of snowshoe hares and woody vegetation. Journal of Wildlife Management 43: 43-60.

Pedersen, S. & Lierhagen, S. 2006. Heavy metal accumulation in arctic hares (*Lepus arcticus*) in Nunavut, Canada. Science of the Total Environment 368: 951-955.

Pinheiro, J.C., and Bates, D.M. 2000. Mixed-Effects Models in S and S-PLUS. Springer: New York.

Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, Sarkar D and R Core Team 2014. Nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-118. http://CRAN.R-project.org/package=nlme>

Perkinelmer, inc., 2013. Optima Instrument Series With Winlab32 Software. Perkinelmer N0225010 Rev.A.

Pufall, E. L., Jones, A. Q., McEwen, S. A., Lyall, C., Peregrine, A. S. & Edge, V. L. 2011. Perception of the importance of traditional country foods to the physical, mental, and spiritual health of Labrador Inuit. Arctic 64: 242-250.

R Core Team 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. http://www.R-project.org/

Rice, E.W., Bridgewater, L., American Public Health Association, American Water Works Association And Water Pollution Control Federation, 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22th Edition. American Public Health Association.

Rodrigue, J., Champoux, L., Leclair, D. & Duchesne, J.-F. 2007. Cadmium concentrations in tissues of willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) and rock ptarmigan (*Lagopus muta*) in Nunavik, Northern Québec. Environmental Pollution 147: 642-647.

Roy, B. 2002. Sang sucré, pouvoirs codés et médecine amère. Diabète et processus de construction identitaire : Les dimensions socio-politiques du diabète chez les Innus de Pessamit. Presses de l'Université Laval.

Roy, B. Labarthe, J., Petitpas, J. 2013. Transformations de l'acte alimentaire chez les Innus et rapports identitaires. Anthropologie et Sociétés, 37(2): 233-250

Royer, S., Herrmann, T. M. 2011. Socioenvironmental changes in two traditional food species of the Cree First Nation of subarctic James Bay. Cahiers de géographie du Québec 55 (156) : 575-611.

Saint-Arnaud, M., Asselin, H., Dubé, C., Croteau, Y. & Papatie, C. 2009. Developing criteria and indicators for aboriginal forestry: mutual learning through collaborative research. In: Changing the culture of forestry in Canada: Building effective institutions for Aboriginal engagement in sustainable forest management, M. G. Stevenson & D. C. Natcher (Eds). Edmonton: Canadian Circumpolar Institute Press, pp. 85-105.

Samson, C. & Pretty, J. 2006. Environmental and health benefits of hunting lifestyles and diets for the Innu of Labrador. Food Policy 31: 528-553.

Savard, M., Bégin, C., Parent, M., Marion, J. & Smirnoff, A. 2006. Dendrogeochemical distinction between geogenic and anthropogenic emissions of metals and gases near a copper smelter. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 6: 237-247.

Satarug, S., Garett, S H., Sens, M. A. & Sens, D. 2010, Cadmium, Environmental Exposure and Health Outcomes. Environmental Health Perspectives 118 (2): 189-190.

Schuster, R. C., Wein, E. E., Dickson, C., Chan, H. M. 2011b. Importance of traditional foods for the food security of two First Nations communities in the Yukon, Canada. International Journal of Circumpolar Health 70 (3): 286-300.

Singh, K., Bjerregaard, P., Chan, H.M. 2014. Association between environmental contaminants and health outcomes in indigenous populations of the Circumpolar North. International Journal of Circumpolar Health 73: 25808. http://dx.doi.org/10.3402/ijch.v73.25808

Suk, W. A., Avakian, M. D., Carpenter, D., Groopman, J. D., Scammell, M. & Wild, C. P. 2004. Human exposure monitoring and evaluation in the Arctic: The importance of understanding exposures to the development of public health policy. Environmental Health Perspectives 112: 113-120.

Tanguay, N., de Grobois, S., Saint-Charles, J. 2013. Santé territoriale, indicateurs de santé animale et vision holistique : La sélection des prises et les choix alimentaires chez les Atikamekw de Manawan et d'Obedjiwan. Recherches amérindiennes au Québec 43: 3-19.

Van Oostdam, J., Donaldson, S.G., Feeley, M., Arnold, D., Ayotte, P. Bondy, G. Chan, L. Dewaily, E., Furgal, C. M., Kuhnlein, H., Loring, E., Muckle, G., Myles, E., Receveur, O., Tracy, B., Gill, U. & Kalhok, S. 2005. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. Science of the Total Environment 230: 1-82

Venäläinen, E.-R., Niemi, A. & Hirvi, T. 1996. Heavy metals in tissues of hares in Finland, 1980-82 and 1992-93. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 56: 251-258.

Wajdzik, M. 2006. Contents of cadmium and lead in liver and kidneys and blood of the European hare (*Lepus Europaeus*) in Maloposka. Colendarum Ratio et Industria Lignaria 5: 135-146.

Wein, E. E., Henderson Sabry, J. & Evers, F. T. 1991. Food Consumption Patterns and Use of Country Foods by Native Canadians near Wood Buffalo National Park, Canada. Arctic, 44 (3): 196-205.

Wilson, K. 2003. Therapeutic landscapes and First Nations peoples: an exploration of culture, health and place. Health & Place 9: 83-93

Wheatly, M. A. 1997. Social and cultural impacts of mercury pollution on Aboriginal peoples in Canada. Water Air and Soil Pollution 97: 85-90.

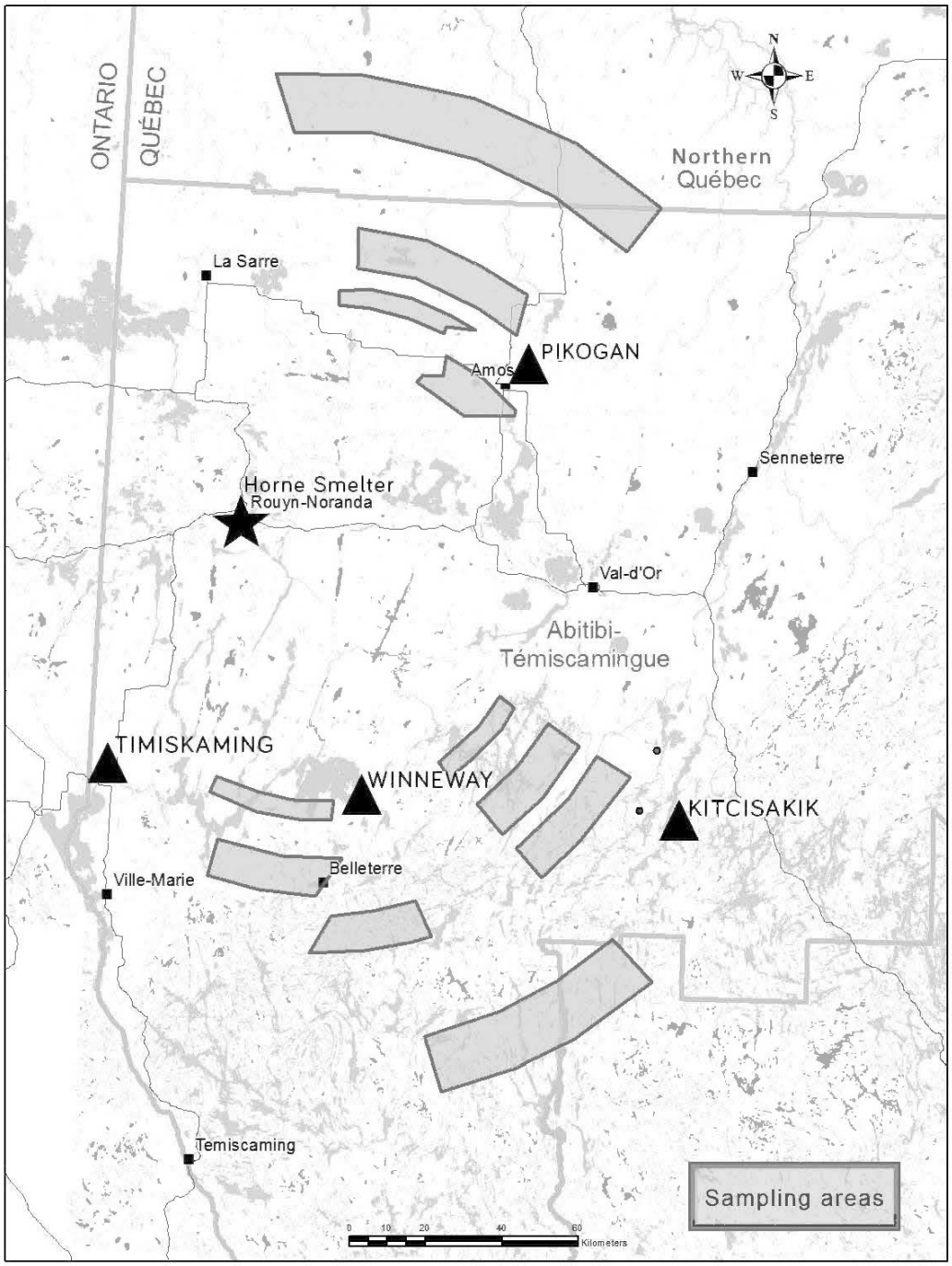


Figure 2.1 Snowshoe hare sampling areas in western Québec, Canada. Triangles indicate participating aboriginal communities and the star indicates the location of the Horne copper smelter.

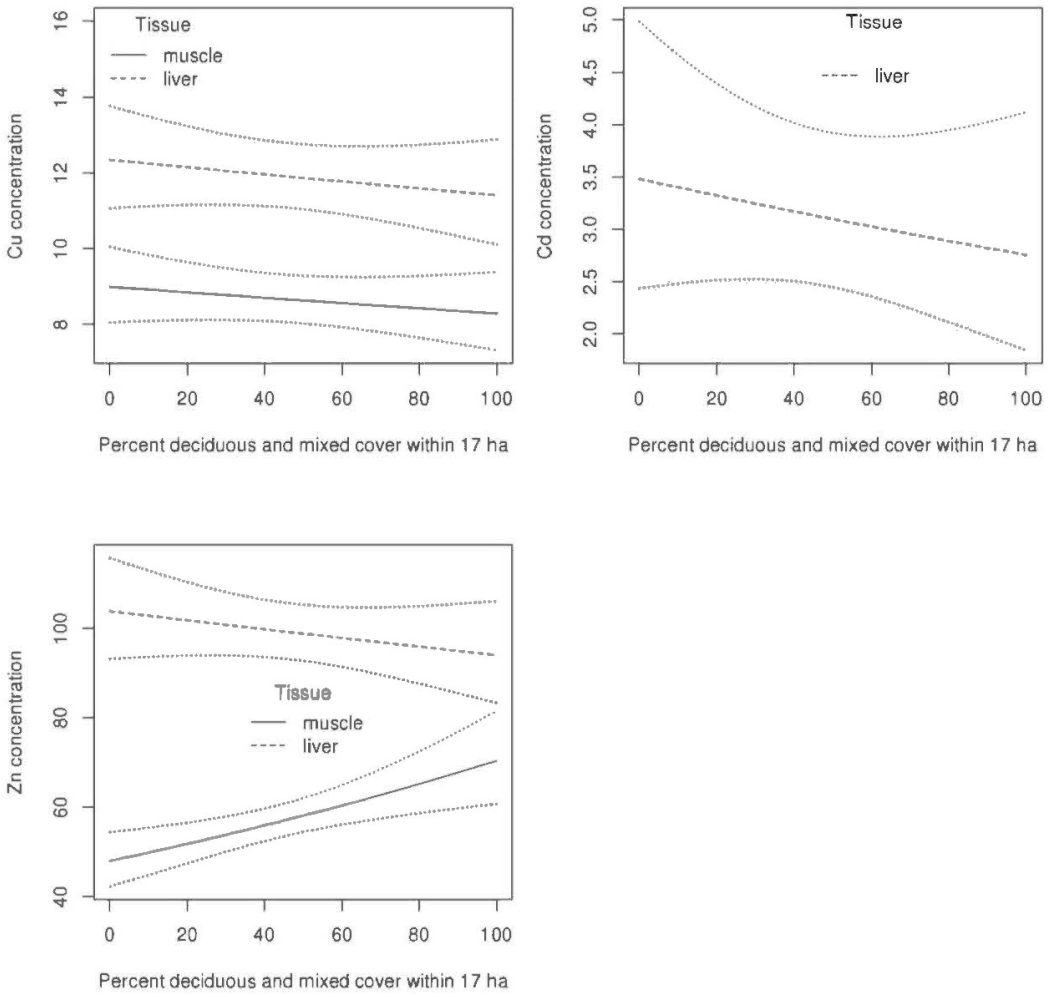


Figure 2.2 Heavy metal concentrations in snowshoe hare tissues (mg/kg), as a function of habitat composition (combined percentage of deciduous and mixed forest covers). Slopes illustrate model-averaged predictions over all models. Dotted curves represent 95% confidence intervals.

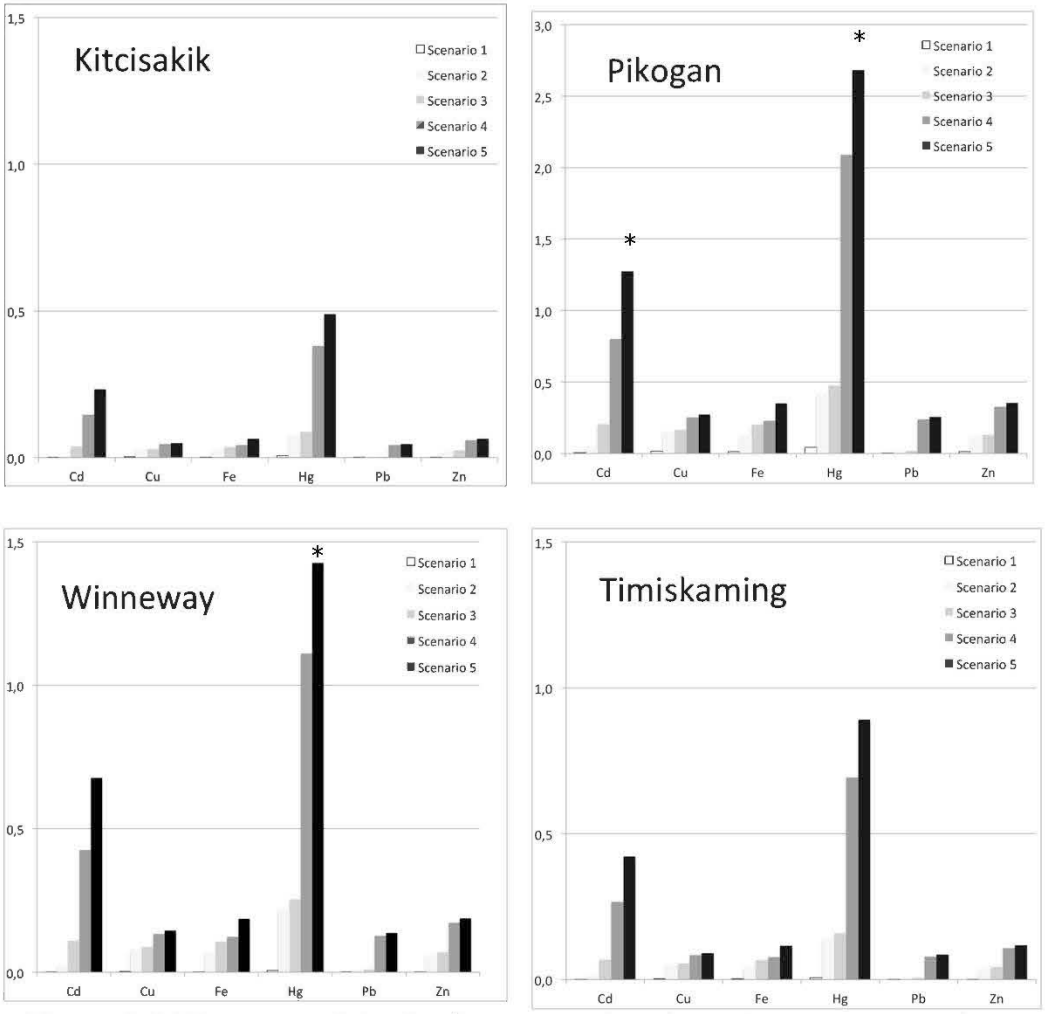


Figure 2.3 Heavy metal intake from snowshoe hare tissues, expressed as relative ratio from reference doses for chronic, oral exposure (RfDs, mg/kg BW/day). See Table 2.4 for scenario details.

* RfDs exceeded for Cd and Hg in Pikogan and Hg in Winneway for the worst case scenarios only.

Table 2.1 Total heavy metal output from the Horne Smelter in 2013*

Heavy metal	Emissions (t)
Cd	0.75
As	12.80
Zn	24.70
Pb	49.00
Hg	0.018

*Fugitive, air and water outputs combined. Source: Environment Canada (2014).

Table 2.2 Candidate linear mixed-effect models used to explain heavy metal concentrations in snowshoe hare tissue

Model	**Tested hypothesis**	**Explanatory variable(s)**
mod1	Null model : Heavy metal concentrations depend on tissue type, higher in liver than meat (Klaassen, 2013)	Tissue type
mod2	Concentration diminishes with distance from emitting point source (Aznar et al., 2007; Savard et al., 2006).	Distance from Rouyn-Noranda + Tissue type
mod3	Sampling sites under prevailing winds from emitting point source show greater tissue concentrations (Aznar et al., 2007; Savard et al., 2006).	Total hours under Rouyn-Noranda winds + Tissue type
mod4	Interactive location model (Aznar et al., 2007; Savard et al., 2006).	Distance + Wind + Tissue type
mod5	Interactive vegetation model: snowshoe hare habitat affects tissue concentration (Pease et al., 1979; Mcgee et al., 2007).	Percent deciduous and mixed forest covers within 1.4 ha + Tissue type
mod6	Interactive vegetation model: snowshoe hare habitat affects tissue concentration (Pease et al., 1979; Mcgee et al., 2007).	Percent deciduous and mixed forest covers within 17 ha + Tissue type

Rapport Gratuit.com

Table 2.3 Information on interview participants

Community	Family heads interviewed	Individual household members					
		Elders		Adults		Children	Total
		Men	Woman	Men	Women		
Pikogan	16	5	3	13	8	10	39
Winneway	14	2	2	11	7	13	35
Kitcisakik	15	0	0	13	18	31	62
Timiskaming	33	5	3	31	44	47	130

Table 2.4 Scenarios tested for heavy metal exposure assessment

Scenario	Meal size	Mean daily intake	Contamination	Liver
1	Average	Average	Average	No
2	Large portion	High	Average	No
3	Large portion	High	Average	Yes
4	Large portion	High	High	No
5	Large portion	High	High	Yes

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Table 2.5 Mean heavy metal concentration (± standard deviation) in snowshoe hare meat and liver

Heavy metal	Meat (n = XX) ($mg/kg_{dry\ weight}$)	Liver (n=XX) ($mg/kg_{dry\ weight}$)
As	- -	- -
Cd	- -	3.79 ± 3.65
Co	- -	- -
Cr	- -	- -
Cu	8.98 ± 2.90	12.24 ± 6.88
Fe	122.75 ± 46.74	1323.23 ± 457.49
Hg	0.05 ± 0.10	0.15 ± 0.62
Ni	- -	- -
Pb	0.07 ± 0.45	0.17 ± 0.70
Zn	40.82 ± 36.80	103.74 ± 45.89

"-" = Below detection limit

Table 2.6 Akaike weight of candidate models and interaction of select variables with heavy metal concentrations in snowshoe hare tissue

	Model Selection		Model Interaction		
Metal	**Top Model**	**Akaike weight**	**Variable**	**Model Averaged Estimate** ± SE	**95% Unconditional Confidence Interval**
Zn	Percent deciduous and mixed forest covers within 17 ha + Tissue type	0.96	Percent deciduous and mixed forest covers within 17 ha	0.5 ± 0.13	0.25 , 0.76
Cu	Percent deciduous and mixed forest covers within 17 ha + Tissue type	0.37	Percent deciduous and mixed forest covers within 17 ha	-0.1589 ± 0.0644	-0.2852 , -0.0327
Cd	Percent deciduous and mixed forest covers within 17 ha + Tissue type	0.47	Percent deciduous and mixed forest covers within 17 ha	-0.49 ± 0.27	-1.01 , 0.03

Table 2.7 Snowshoe hare consumption (± SD)

Community	Average meals per year	Median
Pikogan	17.1 ± 32.6	5
Kitcisakik	3.9 ± 5.6	2
Winneway	7.6 ± 18.1	1
Timiskaming	4.7 ± 11.3	0

Table 2.8 Average heavy metal concentration in hare species around the world (liver tissue, mg/kg wet weight*, ± SD when available)

Species	Location	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn	Industry	Reference
*Lepus americanus** *(n=196)*	North western Quebec	1.14 ± 1.1	3.67 ± 2.06	0.045 ± 0.19	0.05 ± 0.21	31.12 ± 13.62	<150km Copper smelter	*Present Study*
Lepus americanus *(n = 10)*	Northern Quebec	0.29	N/A	0.13 ± 0.22	0.210	N/A	>200km Copper smelter	Langlois & Langis, 1995.
*Lepus arcticus** *(n = 9)*	Nunavut	1.37	4.37	0.05	0.06	35.07	>500km Copper smelter	Pedersen & Lierhagen, 2006.
Lepus timidus *(n = 43)*	Finland	0.45 ± 0.27	4.71 ± 0.80	N/A	0.29 ± 0.22	31.70 ± 3.70	Industrial area	Venäläinen et al, 1996
Lepus europaeus *(n = 28)*	Finland	0.16 ± 0.15	5.15 ± 1.08	N/A	0,17 ± 0.13	37.10 ± 12.30	Industrial area	Venäläinen et al, 1996
Lepus europaeus *(n = 74)*	Slovakia	0.16 ± 0.14	N/A	0.02 ± 0.30	0.22 ± 0.19	N/A	Agriculture + industry	Kolesarova et al. 2008
Lepus europaeus *(n = 164)*	Polland	1.65 ± 1.36	N/A	N/A	1.24 ± 0.59	N/A	Industrial area	Wajdjick 2006

*Data available in dry weight were converted to wet weight, considering a 70% water content.

Table 2.9 Heavy metal concentration in traditional food found in the vicinity of Anishnaabeg communities (liver tissue, except pike flesh)

Species	Heavy metal	Mean (mg/kg)	Weight	Location	Recommendations	Reference
Bear	Cd	16.9	Dry	Abitibi-Temiscamingue	"Avoid consuming liver"	Paré and Jolicoeur, 2005
Moose	Cd	22.4	Dry	Abitibi-Temiscamingue	"Avoid consuming liver"	Paré and Jolicoeur, 2005
Pike	Hg	0.72 (flesh)	Fresh	Abitibi-Temiscamingue	-	Beaulne et al., 2012
Willow Ptarmigan	Cd	25.8	Dry	Northern Quebec	"No guideline necessary"	Rodrigue et al.. 2007
Rock Ptarmigan	Cd	6.6	Dry	Northern Quebec	"No guideline necessary"	Rodrigue et al.. 2007
Rock Ptarmigan	Cd	8.9	Fresh	Northern Quebec	-	Langlois et al.. 1995
Elk	Cd	1.1	Fresh	Sudbury, Ontario	-	Parker and Hamr, 2001
Elk	Pb	1.47	Fresh	Sudbury, Ontario	-	Danielson et al.. 2009

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le but de cette étude était de répondre aux préoccupations des communautés Anicinapek de l'Abitibi-Témiscamingue, inquiets de la possible présence de métaux lourds dans leurs aliments traditionnels. Pour répondre à cette question, nous avons choisi d'étudier le lièvre d'Amérique, une espèce importante culturellement et abondante sur le territoire. Pour tous les métaux testés, les concentrations étaient plus élevées dans le foie que dans la chair du lièvre. Les concentrations hépatiques de Cd et Hg s'avèrent plus élevées dans nos échantillons que pour des échantillons de la même espèces pris dans le Nord du Québec (Langlois & Langis, 1995), ainsi que pour le lièvre brun d'Europe et le lièvre variable (Finlande et en Slovaquie) (Venäläinen et al, 1996, Kolesarova et al., 2008). Ces mêmes concentrations de Cd et Hg hépatiques sont toutefois inférieures à celles du lièvre Arctique (Pedersen & Lierhagen, 2006), du lièvre brun d'Europe en Pologne (Wajdjick, M., 2006), ainsi que chez l'ours et l'orignal en Abitibi-Témiscamingue (Paré et al., 1999; Paré and Jolicoeur, 2005). Les concentrations hépatiques de Cu, Pb et Zn mesurées dans notre étude s'avèrent toutefois plus faibles que chez le lièvre arctique (Pedersen & Lierhagen, 2006) et le lièvre brun d'Europe (Finlande, Pologne, Slovaquie) (Venäläinen et al, 1996; Wajdjick, M., 2006; Kolesarova et al. 2008).

Pour évaluer le degré d'exposition aux métaux lourds, nous avons effectué des enquêtes sur les habitudes alimentaires dans quatre communautés Anicinapek de l'Abitibi-Témiscamingue. Ces entrevues nous ont permis de constater que

l'exposition s'avère, en moyenne, plutôt faible puisque la fréquence et l'ampleur de consommation du lièvre sont modérées ou faibles pour la plupart des familles (en moyenne 5 à 17 lièvres sont consommés annuellement par famille). Nous en déduisons que, pour une consommation modérée de chair de lièvre d'Amérique prélevé à l'intérieur de notre aire d'étude située entre environ 50 et 150 km de la fonderie Horne, la majorité des familles Anicinapek font face à un faible risque d'exposition aux métaux lourds. Les grands consommateurs de lièvre d'Amérique devraient néanmoins être avisés que le risque augmente avec une hausse de la consommation de viande et surtout des abats du lièvre. Par ailleurs, l'effet cumulé de la consommation d'autres aliments traditionnels pourrait augmenter l'apport total en métaux lourds (Derelanko, 2000). D'autres contaminants, tels que les composés organiques persistants, pourraient aussi être présents dans les aliments traditionnels, comme c'est le cas dans l'Arctique canadien (Curren et al., 2015). Le tabagisme fait aussi augmenter la charge corporelle en cadmium (Donaldson et al., 2010). Bien que la contribution absolue en métaux lourds provenant du foie et des reins demeure modérée en raison de la petite taille de ces organes chez le lièvre (4,4 g pour un foie standard), on peut s'abstenir d'en consommer afin d'éviter un apport supplémentaire en métaux lourds. Si le gaspillage pose problème, il est aussi possible d'alterner la consommation des abats avec les membres de la famille ou le reste de la communauté, par exemple via les congélateurs communautaires (Martin, 2003).

En somme, une consommation modérée de chair de lièvre ne devrait pas être considérée, ni annoncée comme étant dangereuse. Il est théoriquement possible qu'une exposition chronique et à long terme à de faibles doses telles que mesurées dans cette étude puisse engendrer certains risques pour la santé. Toutefois, il faut garder à l'esprit que le calcul du risque représente une évaluation mathématique et probabiliste de la réalité, et non une certitude physiologique (Cardona, 2003; Gilbert, 2006). Les aliments traditionnels permettent en général d'assurer la santé et la sécurité alimentaire des premiers peuples, c'est pourquoi même s'il est souhaitable de

minimiser les risques, il importe surtout d'en maximiser les bénéfices (Laird et al., 2013). Dans un contexte de transition alimentaire et de précarité alimentaire, une communication nuancée et transparente des résultats s'impose, afin d'informer les communautés sans pour autant éveiller ou accroître la méfiance envers les aliments traditionnels. Au contraire, il faut valoriser ces aliments (Laird et al., 2013 ; Fillion et al., 2014).

Les communautés autochtones sont aux prises avec d'importants et réels problèmes de santé, tels que le diabète et l'obésité, atteignant parfois près de 50 à 60 % de la population comparativement à 20% dans la population en général (Agence de Santé publique du Canada, 2008; Haman et al., 2010). Avant de s'attaquer à des problèmes potentiels aux répercussions incertaines, il faudrait remédier en priorité à ce qui cause déjà une atteinte directe à la santé des communautés Anicinapek. À cet égard, une évaluation globale de l'alimentation permettrait de voir quels aliments sont les plus à même d'engendrer des troubles de santé. Considérant les bienfaits nutritionnels, culturels et identitaires de l'alimentation traditionnelle (Lambden et al., 2007) et de l'activité physique associée, ces aliments font probablement plus partie de la solution que du problème.

La recherche sur la contamination des aliments traditionnels est majoritairement concentrée dans les régions arctiques, mais les problématiques de précarité alimentaire et de contamination environnementale concernent tout autant les communautés autochtones situées plus au sud. Même si elle se concentre sur une seule espèce, notre étude constitue un premier pas pour répondre à ces interrogations. Malgré les différences culturelles, alimentaires et géographiques, les communautés Anicinapek pourraient s'inspirer de la recherche chez les Inuit pour répondre plus en profondeur à leurs propres inquiétudes alimentaires. En évaluant d'une part un plus large spectre de molécules toxiques, et d'autre part en brossant un portrait exhaustif de toutes les habitudes alimentaires, il serait possible d'avoir un meilleur aperçu du

Rapport-Gratuit.com

risque global d'exposition aux contaminants encouru par les communautés Anicinapek. Le prélèvement d'échantillons biométriques permettrait de vérifier plus précisément la charge corporelle des individus, pour différentes molécules toxiques. Enfin, les aliments devraient aussi être évalués pour leur apport nutritionnel, de façon à pouvoir établir un diagnostic nuancé, visant à minimiser les risques tout en maximisant les bénéfices des aliments traditionnels. Dans tous les cas, ces recherches doivent se faire en collaboration avec les communautés autochtones, non pas pour leur indiquer la marche à suivre, mais bien pour leur offrir des outils d'aide à la décision, à exercer librement en accord avec leurs valeurs et leur culture.

ANNEXE A – ENQUÊTE SUR LES HABITUDES ALIMENTAIRES

Risques d'exposition aux contaminants environnementaux en territoire algonquin

Questionnaire/guide d'entretien

Date :_____

Intervieweur : _____

Interviewé : _____

Demander la permission d'enregistrer l'entrevue.

1. Vous êtes ... un homme [ ] une femme [ ]

2. Est-ce que vous, ou quelqu'un qui habite chez vous, trappe le lièvre? oui [ ] non [ ]

3. Incluant vous-même, combien de personnes vivent dans votre maison?

	Masculin		Féminin	
	Fumeur	Non fumeur	Fumeur	Non fumeur
Enfants (moins de 18 ans)				
Adultes (18-65)				
Aînés (plus de 65 ans)				

4. Nous allons essayer d'estimer à quelle fréquence (combien souvent) vous et les personnes vivant chez vous mangez de la viande ou du foie de lièvre, et quelle quantité par repas. Chaque personne vivant dans votre maison sera considérée séparément, en commençant par vous.

M / F	J / Ad / Aî	F / NF	# repas/S, M, ou A		Quantité/repas		Saison(s)			
			viande	foie	viande	foie	Été	Au	Hi	Pr

M / F = Masculin ou féminin
J / Ad / Aî = Jeune, adulte ou aîné
F / NF = Fumeur ou non fumeur
repas/S, M, ou A = nombre de fois que la viande (ou le foie) de lièvre est consommée par semaine, mois ou année
Quantité/repas = quantité de viande (ou de foie) mangée en moyenne dans un repas (*montrer des images*)
Saison = Durant quelle(s) saison(s) la viande (ou le foie) de lièvre est mangée - si pas à l'année longue, pourquoi?

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

4b. (si le répondant à de la misère à répondre à la question 4, la poser différemment) **Combien de lièvres sont consommés en moyenne par vous et les personnes vivant chez vous pendant un mois (ou une année)?**

5. Diriez-vous que la consommation de viande ou de foie de lièvre par vous et les gens vivant chez vous est stable, en augmentation ou en diminution?

	Diminution	Stable	Augmentation
Viande			
Foie			

6. Est-ce que vous ou quelqu'un vivant chez vous a déjà remarqué quelque chose de spécial à propos de la viande ou du foie de lièvre (goût, couleur, odeur, parasites, grosseur de l'animal, quantité de gras, maladies, etc.)**?**

6b. (pour les trappeurs seulement) **Avez-vous déjà remarqué quelque chose de spécial à propos des lièvres que vous trappez?** (animaux malades ou qui ont l'air bizarre) **Si oui, vous souvenez-vous de l'endroit où vous aviez trappé ces animaux? Pourriez-vous lier la condition de l'animal avec quelque chose que vous auriez remarqué dans son environnement?**

7. Pourriez-vous indiquer sur cette carte la localisation du terrain de trappe de votre famille?
Cette information sera utilisée pour déterminer la distance et l'orientation de sources de pollution connues, comme des fonderies

8. Est-ce que tous les lièvres que vous et les gens vivant chez vous mangez sont trappés sur votre terrain de trappe familial?_____

Si non, quelle proportion provient de votre terrain?_____

Où les autres lièvres sont-ils trappés?_____

9. Manger du lièvre est...

	Extrêmement important	Très important	Moyennement important	Pas si important
Pour vous				
Pour les membres de votre communauté				
Pour la culture algonquine				

10. Quels autres types de viande sauvage mangez-vous, et quelle est leur importance dans votre diète comparativement au lièvre?

	beaucoup moins	moins	également	plus	beaucoup plus	Mangez-vous les abats?*
Orignal						
Caribou						
Chevreuil						
Ours noir						
Castor						
Outarde / Oie						
Canard						
Perdrix						
Lagopède						
Doré						
Brochet						
Esturgeon jaune						
Truite						
Corégone						
Perchaude						
Achigan						
Barbotte						
Lotte						
Meunier / Carpe						

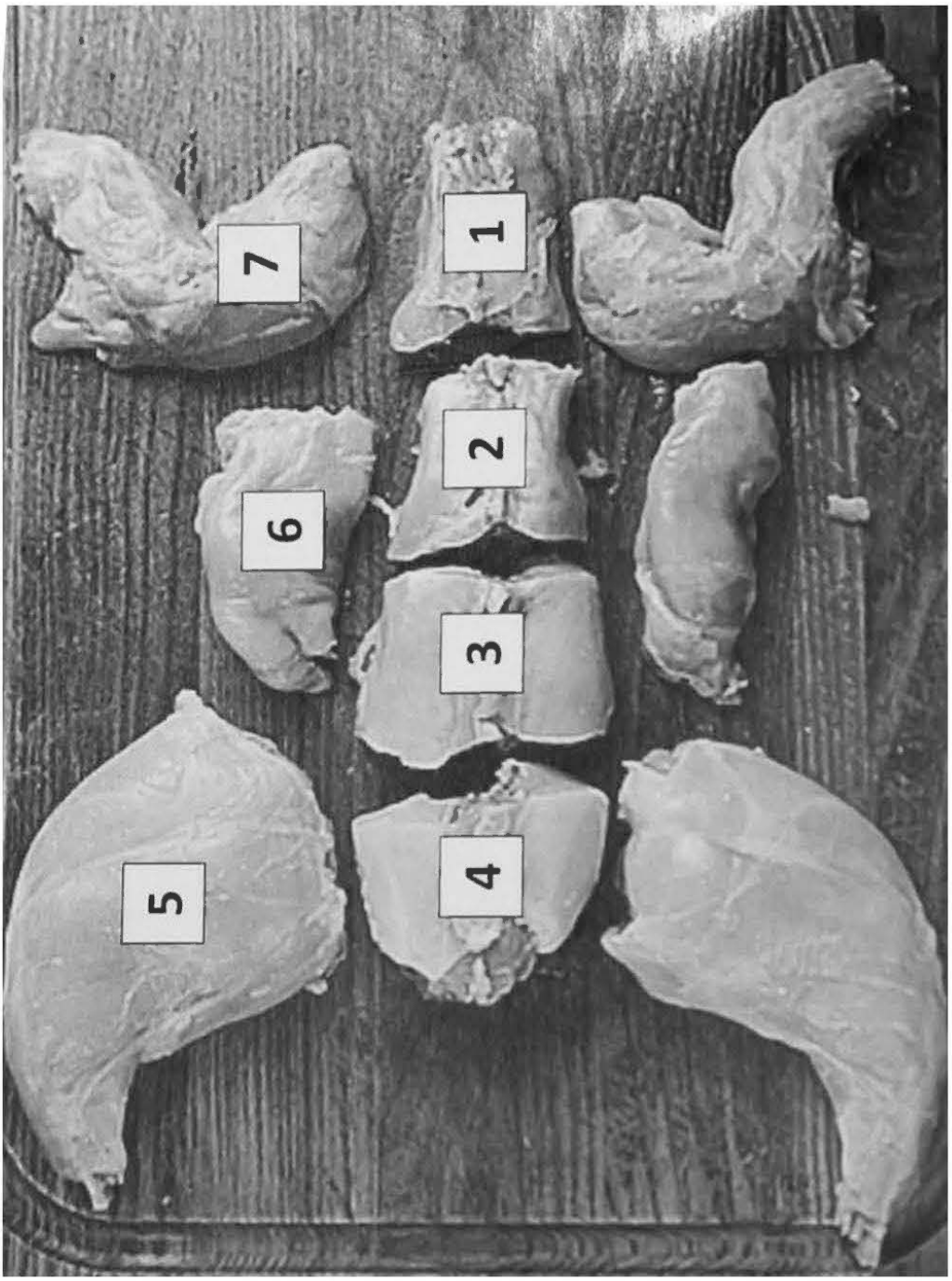
* Foie, reins, etc.

11. Mangez-vous d'autres types de nourriture sauvage, et si oui, à quelle fréquence?

	Jamais	Rarement (< 1/mois)	Parfois (chaque mois)	Souvent (> 1/mois)
Bleuet				
Framboise				
Amélanchier				
Fraise				
Mûre				
Fougères				
Plantes médicinales				

12. Y a-t-il autre chose que vous souhaiteriez nous dire qui pourrait nous aider à mieux comprendre vos habitudes alimentaires, particulièrement en ce qui concerne la consommation de lièvre?

ANNEXE B – GUIDE D'IDENTIFICATION DES PORTIONS DE LIÈVRE D'AMÉRIQUE



ANNEXE C – CERTIFICAT D'APPROBATION ÉTHIQUE

Health Canada and Public Health Agency of Canada
Research Ethics Board

Santé Canada et l'Agence de santé publique du Canada
Comité d'éthique de la recherche

CERTIFICAT D'APPROBATION ÉTHIQUE

Chercheur principal:
Nom: Docteur Hugo Asselin
Poste: Professeur et Chaire de recherche du Canada en foresterie autochtone
Direction/Ministère: Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
Adresse: 445, boulevard de l'Université
Rouyn-Noranda, QC J9X 5E4

Titre du projet: Risques d'exposition aux contaminants de l'environnement en territoire

Numéro du dossier: REB 2010-0090

Personne contact au Ministère/à l'Agence: FNIHB

Financement:
Disponible: Oui X Non ☐
Montant $ 177 060

Évaluation scientifique:
Oui ☐ Non ☐

Document:
Liste de tous les documents soumis au Secrétariat :
1. Application (Appendix B)
2. Letters of Support from 4 participant communities
3. Scientific Peer Review and Reply
4. Consent

Date:
le 24février 2011 :

Évaluation éthique:
La demande d'évaluation éthique pour le projet en référence a été revue par le Comité d'éthique de la recherche (CER) en date du 7 et 15 mars 2011. Le CER considère que le protocole et les documents ci-haut mentionnés rencontrent les exigences de l'éthique de la recherche avec des sujets humains. Le CER recommande que le projet s'effectue :

☑ tel que soumis
☐ assujetti aux conditions présentées dans le document en annexe.

Janet Storch, RN, BScN, MHSA, PhD, DSc (Hon)
Présidente du Comité d'éthique de la recherche

MAY 10 2011
Date

Canada

Date d'échéance du Certificat:
10 mai 2012

Responsabilités des chercheurs principaux:

Je confirme que je vais,

1. Effectuer ce projet en conformité avec le protocole approuvé par le CER;
2. Obtenir un certificat d'approbation annuel auprès du CER et ceci jusqu'à l'achèvement de la recherche (l'approbation est valide pour une année);
3. Obtenir l'approbation du CER avant d'apporter tout changement ou toute modification au protocole de recherche ou au formulaire de consentement;
4. Rendre compte immédiatement de tout effet indésirable ou de toute réaction inattendue résultant de la recherche avec des sujets humains au Secrétariat du CER; et
5. Avertir le Secrétariat du CER de l'achèvement ou de l'interruption de la recherche.

Chercheur principal

2011/05/20
Date:

Une fois signé, prière de retourner une copie au Secrétariat du CER.

Secrétariat du Comité d'éthique de la recherche
Immeuble Holland Cross, Tour B
Pièce 410, 1600 Scott
Indice de l'adresse 3104A
Ottawa (Ontario) K1A 0K9
Téléphone: (613) 941-5199
Télécopieur: (613) 948-2419
Courriel: REB-CER@hc-sc.gc.ca
Site internet: http://www.santecanada.gc.ca/cer

ANNEXE D – FORMULAIRE DE CONSENTEMENT

Formulaire de consentement

Titre du projet de recherche:
Risques d'exposition aux contaminants environnementaux en territoire algonquin.

Chercheur(s):
Hugo Asselin (chercheur principal) et Serge Bordeleau (étudiant à la maîtrise)
Chaire de recherche du Canada en foresterie autochtone
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue,
445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, QC, J9X 5E4, Canada

But de la recherche:
Le but de ce projet pilote est d'évaluer indirectement le risque d'exposition aux contaminants environnementaux pour les Algonquins consommant la viande ou le foie de lièvres trappés sur leurs territoires ancestraux.

Description du projet:
Nous vous serions reconnaissants d'accepter de participer à une entrevue dans le cadre d'un projet de recherche visant à évaluer le risque pour les Algonquins de consommer du lièvre. Dans une autre partie du projet, des échantillons de viande et de foie de lièvres trappés sur les territoires ancestraux des Premières Nations Timiskaming, Long Point, Kitcisakik et Abitibiwinni seront soumis à des tests en laboratoire pour mesurer leur concentration en métaux lourds. Nous aimerions vous poser quelques questions qui nous aideront à mieux comprendre vos habitudes alimentaires. C'est en combinant l'information des tests en laboratoire et les réponses aux questionnaires et en comparant ces informations à des seuils de santé publiés par des autorités reconnues que nous pourrons indirectement évaluer le risque pour les Algonquins de consommer du lièvre. Même s'il ne sera peut-être pas possible de prédire le risque avec précision, des suggestions pourront néanmoins être faites pour aider à le minimiser.

Nous sollicitons donc votre participation à une entrevue de 30 à 60 minutes. Nous vous poserons des questions sur vos habitudes alimentaires, ainsi que celles des autres personnes vivant chez vous. Afin de faciliter l'analyse, nous demandons votre permission pour enregistrer l'entrevue. L'enregistrement sera seulement utiliser pour transcrire l'entrevue et sera détruit par la suite.

Vous serez informé si des changements sont apportés au projet en cours de réalisation ou si de nouvelles informations deviennent disponibles.

Accès à l'information:
Seuls le chercheur principal (Hugo Asselin) et l'étudiant à la maîtrise (Serge Bordeleau) auront accès aux transcriptions des entrevues, qui seront conservées dans des ordinateurs protégés par des mots de passe. Les résultats du projet seront présentés aux membres des quatre communautés participantes par le biais d'un court film d'animation. Le contact sera maintenu entre les communautés et l'équipe de recherche, notamment en participant à des activités communautaires ou à des projets de recherche futurs. Un article scientifique sera aussi publié à partir des résultats.

Risques et inconvénients potentiels:
Le seul inconvénient associé à votre participation à ce projet est le temps que vous accepterez de consacrer à répondre à nos questions.

Bénéfices potentiels:
Vous ne bénéficierez pas directement de votre participation à ce projet. Cependant, les résultats nous permettront de mieux évaluer le risque associé à la consommation de lièvre et de suggérer des façons de le minimiser.

Confidentialité:
L'enregistrement de l'entrevue sera détruit dès que la transcription aura été complétée. La transcription sera gardée dans les ordinateurs (protégés par des mots de passe) du chercheur principal et de l'étudiant à la maîtrise. Votre nom ou toute autre information qui pourrait permettre de vous identifier seront retirés des transcriptions. De ce fait, aucune information révélant votre identité ne sera diffusée ou publiée. La transcription de l'entrevue sera détruite un an après la publication finale des résultats de la recherche.

Remboursement:
Votre participation à ce projet ne nécessitera aucune dépense de votre part, et donc aucun remboursement ne sera nécessaire.

Participation:
Votre participation à cette recherche est volontaire. Vous pouvez refuser de participer ou vous retirer du projet à n'importe quel moment, et sans avoir à justifier votre décision. Dans ce cas, toute information que vous nous auriez transmise serait détruite sans être utilisée dans le projet.

Renonciation aux droits:
Il est interdit aux chercheurs de vous demander de renoncer à vos droits.

Rapport-Gratuit.com

Correspondance:
Si vous avez des questions à propos de ce projet, veuillez s'il-vous-plaît contacter Hugo Asselin (chercheur principal) au numéro sans frais suivant: 1-877-870-8728 poste 2621.

Si vous avez des questions concernant vos droits comme participant à ce projet, vous pouvez contacter:

Santé Canada
Secrétariat du Comité d'éthique de la recherche
Édifice Holland Cross, Tour B
Suite 410, Indice postal: 3104A
Ottawa, Ontario, K1A 0K9
Téléphone: (613) 941-5199 (les appels à frais virés seront acceptés)
Télécopieur: (613) 948-6781
Courriel: REB-CER@hc-sc.gc.ca

Consentement:

En signant ce formulaire, je confirme que:

- le projet m'a été expliqué; Oui ☐ Non ☐
- on a répondu à toutes mes questions; Oui ☐ Non ☐
- les risques et les inconvénients et les bénéfices de ma participation (s'il y a lieu) m'ont été expliqués; Oui | Non |
- je comprends que j'ai le droit de ne pas participer ou de mettre un terme à ma participation à n'importe quel moment; Oui | Non |
- je comprends que je peux refuser de participer sans préjudice; Oui | Non |
- j'ai le choix de ne pas répondre à certaines questions; Oui | Non |
- je suis libre, maintenant ou plus tard, de poser des questions à propos du projet; Oui | Non |
- je comprends que mes informations personnelles seront gardées confidentielles; Oui | Non |
- je comprends qu'aucune information qui permettrait de m'identifier ne sera diffusée ou publiée sans ma permission; Oui ☐ Non ☐
- je comprends que je recevrai une copie signé de ce formulaire de consentement. Oui ☐ Non ☐

Je consent à participer à ce projet:

Nom du participant:

_____

_____ _____

Signature Date

Nom de l'intervieweur:

_____

_____ _____

Signature Date

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Agence de Santé publique du Canada, 2008. Le diabète au Canada: Faits saillants du Système national de surveillance du diabète, 2004-2005. Agence de la santé publique du Canada, Ottawa, 2008.). http://www.phac-aspc.gc.ca/cd-mc/publications/diabetes-diabete/facts-figures-faits-chiffres-2011/chap6-fra.php

Allard-Duchene, A. 2012. Changement temporel de l'abondance du lièvre d'Amérique et de l'écureuil roux le long de successions forestières après feu et après coupe. Mémoire de maîtrise, Université Laval, 52 p.

Arnold, S. M., Zarnke, R. L., Lynn, T. V., Chimonas, M.-A. R. & Frank, A. 2006. Public health evaluation of cadmium concentrations in liver and kidney of moose (*Alces alces*) from four areas of Alaska. Science of the Total Environment 357: 103-111.

Assels, A., Boulanger, H., Martin, B. & Pelletier-Leclerc, M. C. 2007. Suivi de l'abondance du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*), de 2000 à 2006 dans sept régions du Québec. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune, Gaspésie-Îles-de-la-Madeleine, 38 p.

Aznar, J. C., Richer-Laflèche, D. & Cluis, D. 2007. Metal contamination in the lichen *Alectoria sarmentosa* near the copper smelter of Murdochville, Québec. Environmental Pollution 156: 76-81.

Aznar, J. C., Richer-Laflèche, D., Bégin, C. & Rodrigue, R. 2008. Spatiotemporal reconstruction of lead contamination using tree rings and organic soil layers. Science of the Total Environment 407: 233-241.

Berti, P. R., Receveur, O., Chan, H. M. & Kuhnlein, H. V. 1998. Dietary exposure to chemical contaminants from traditional food among adult Dene/Métis in the western Northwest Territories, Canada. Environmental Research, Section A 76: 131-142.

Beyer, W. N., Heinz, G. H. & Walters Redmon, A. 1996. Environmental contaminants in wildlife – Interpreting tissue concentration. CRC Press. 494 p.

Bonham-Carter, G.F., Henderson, P.J., Kliza, D.A. & Kettles, I.M. 2005. Smelter emissions deposited around the Horne smelter, Quebec : comparison of regional snow, peat, soil and lake-sediment and lake-water surveys. Geological Survey of Canada, Bulletin 584, 19 p.

Bordeleau, S. 2009. Projet de surveillance de la contamination environnementale sur le territoire de la communauté *anicinape* de Kitcisakik. 13 p.

Bousquet, M.-P. 2002. « Quand nous vivions dans le bois ». Le changement spatial et sa dimension générationnelle : l'exemple des Algonquins du Canada. Thèse de doctorat, Université Laval, Québec, Canada.

Boutin, S. Krebs, C. J., Boonstra, R., Dale, M. R. T., Hannon, S. J., Martin, K., Sinclair, A. R. E., Smith, J. N. M., Turkinson, R., Blower, M., Byrom, A., Doyle, F. I., Doyle, C., Hik, D., Hofer, L., Hubs, A., Murray, D.L., Nams, V., O'Donohue, M., Rohner, C. & Schweiger, S. 1995. Population changes of the vertebrate community during a snowshoe hare cycle in Canada's boreal forest. Oikos 74: 69-80.

Brugerolle, S. 2003. Caractérisation de l'habitat du lièvre d'Amérique à différentes échelles spatiales: une étude en forêt mélangée. Mémoire de maîtrise, Université Laval.

Burger, J. 2008. Assessment and management of risk to wildlife from cadmium. Science of the Total Environment 589: 37-45.

Cardona, O.D. 2003. The Need of Rethinking the Concepts of Vulnerability and Risk from a Holistic Perspective: A Necessary Review and Criticism for Effective Risk Management. In: Bankoff, G., Frerks, G., Hilhorst, D. (Ed), Mapping Vulnerability: Disasters, Development and People. London: Earthscan.

Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec 2014. Détermination des métaux : méthode par spectrométrie de masse à source ionisante au plasma d'argon. Ma. 200 – Mét 1.2, Rév. 5, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques du Québec, 36 p.

Chrichton, V. & Paquet, P.C. 2000. Cadmium in Manitoba's wildlife. Alces 36: 205-216.

Clulow, F. V., Davé, N. K., Lim, T. P., Cloutier, N. R. 1996. U- ans Th-Series Radionuclides in snowshoe hare (*Lepus americanus*) taken near U mill tailings close to Elliot Lake, Ontario, Canada. Environmental Pollution 94: 273-281.

Cole, D. C. & Kearney, J. P. 1997. Blood cadmium, game consumption and tobacco smoking in southern Ontario anglers and hunters. Canadian Journal of Public Health 88: 44-46.

Conseil de recherches en sciences humaines du Canada, Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada et instituts de recherche en santé du Canada. 2010. Énoncé de politique des trois Conseils : Éthique de la recherche avec des êtres humains.

Côté, M. 1995. Une présence plus que millénaire. Dans : Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue, O. Vincent (Dir.). Institut québécois de recherche sur la culture, pp. 67-95.

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

Curren M.S., Liang, C.L., Davis, K., Kandola, K., Brewster, J., Potyrala, M. & Chan, H. M. 2015. Assessing determinants of maternal blood concentrations for persistent organic pollutants and metals in the eastern and western Canadian Arctic. Science of the Total Environment 527/528: 150-158.

Danielson, R. & Frank, A. 2009. Cadmium in moose kidney and liver – age and gender dependency, and standardisation for environmental monitoring. Environmental Monitoring and Assessment 157: 173-178

Derelanko, M. J. 2000. Toxicologist's pocket handbook. CRC Press, 231 p.

Dixit, A. S., Alpay, S., Dixit, S. S. & Smol, J. P. 2007. Paleolimnological reconstructions of Rouyn-Noranda lakes within the zone of influence of the Horne Smelter, Québec, Canada. Journal of Paleolimnology 38: 209–226

Donaldson, S. G., Van Oostdam, J., Tikhonov, C., Feeley, M., Armstrong, B., Ayotte, P., Boucher, O., Bowers, W., Chan, L., Dallaire, F., Dallaire, R., Dewailly, É., Edwards, J., Egeland, G. M., Fontaine, J., Furgal, C., Leech, T., Loring, E., Muckle, G., Nancarrow, T., Pereg, D., Plusquellec, P., Potyrala, M., Receveur, O. & Shearer, R. G. 2010. Environmental contaminants and human health in the Canadian Arctic. Science of the Total Environment 408: 5165-5234.

Environment Canada 2014. National Pollutant Release Inventory. http://ec.gc.ca/inrp-npri/donnees-data/index.cfm?do=facility_substance_summary&lang=fr&opt_npri_id=0000003623&opt_report_year=2014

Ferron, J., Couture, R. & Lemay, Y. 1996. Manuel d'aménagement des boisés privés pour la petite faune. Fondation de la faune du Québec.

Furgal, C. M., Powell, S., Myers, H. 2005. Digesting the message about contaminants and country foods in the Canadian North: A review and recommendations for future research and action. Arctic 58: 103-114.

Furgal, C. M., Garvin, T. D. & Jardine, C. G. 2010. Trends in the study of Aboriginal health risks in Canada. International Journal of Circumpolar Health 69: 322-332.

Gagné, D. 2009. Évolution de la contamination au cadmium chez les populations d'orignaux de l'Abitibi-Témiscamingue entre 1986 et 2001. Agence de la santé et des services sociaux de l'Abitibi-Témiscamingue, 21 p.

Gilbert, S.G. 2006 Precautionary Assessment: Getting Out of the Risk Assessment Box. http ://www.toxipedia.org/display/toxipedia/Precautionary+Assessment

Godbout, G., Poirier, M. & Lafond, R. 2001. Méthode de caractérisation du cycle d'abondance du lièvre à l'aide du dénombrement de crottins, à des fins de gestion des animaux à fourrure. Société de la faune et des parcs du Québec. Direction du développement de la faune et Direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue. Québec. 50 p.

Environnement Canada, 2015. Données climatologiques historiques. http://climat.meteo.gc.ca/index_f.html

Fillion, M., Laird, B., Douglas, V., Van Pelt, L., Archie, D. & Chan, H. M. 2014. Development of strategic plan for food security and safety in the Inuvialuit Settlement Region, Canada. International Journal of Circumpolar Health 73: 25091.

Guay, S. 1994. Modèle d'indice de qualité d'habitat pour le lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*) au Québec. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Ministère de l'Environnement et de la Faune, Gestion intégrée des ressources, document technique 93/6. 59 p.

Haman, F., Fontaine-Bisson, B., Batal, M., Imbeault, P., Blais, J. M. & Robidoux, M. A. 2010. Obesity and type 2 diabetes in Northern Canada's remote First Nations communities: the dietary dilemma. International Journal of Obesity 34: S24-S31.

Hlimi, T., Skinner, K., Hanning, H. M., Martin, I. D. & Tsuji, L. J. S. 2011. Traditional food consumption behaviour and concern with environmental contaminants among Cree schoolchildren of the Mushkegowuk territory. International Journal of Circumpolar Health 71: 17344.

Hodges, K.E. 1999. The ecology of snowshoe hare in northern boreal forests. USDA Forest Service Gen Tech. Rep. RMRS-GTR-30.

Hou, X., Parent, M., Savard, M. M., Tassé, N., Bégin, C. & Marion, J. 2006. Lead concentrations and isotope ratios in the exchangeable fraction: tracing soil contamination near a copper smelter. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 6: 229-236.

Hutchinson, T. C. & Whitby, L. M. 1974. Heavy-metal pollution in the Sudbury mining and smelting region of Canada, I. Soil and vegetation contamination by nickel, copper, and other metals. Environmental Conservation 1: 123-132.

Jack. S. M., Brooks, S., Furgal, C.M. & Dobbins, M. 2010. Knowledge transfer and exchange processes for environmental health issues in Canadian Aboriginal communities. International Journal of Environmental Research and Public Health 7: 651-674.

Klaassen, C. D. 2013. Casarett and Doull's Toxicology – The basic science of poison. McGraw-Hill Professional; 8th edition. 1454 p.

Kliza, D. A., Bonham-Carter, G. F. & Zdanowicz, C. 2005: Geochemistry of snow around the copper smelter at Rouyn-Noranda, Quebec: comparison of 1998 and 2001 surveys; in metals in the environment around smelters at Rouyn-Noranda, Quebec, and Belledune, New Brunswick: Results and conclusions of the GSC MITE Point Sources Project, G.F. Bonham-Carter (Dir.). Geological Survey of Canada, Bulletin 584, 25 p.

Knight, R. D. and Henderson, P. J. 2005: Characterization of smelter dust from the mineral fraction of humus collected around Rouyn-Noranda, Quebec; in metals in the environment around smelters at Rouyn-Noranda, Quebec, and Belledune, New Brunswick: Results and conclusions of the GSC MITE Point Sources Project, G.F. Bonham-Carter (Dir.). Geological Survey of Canada, Bulletin 584, 17 p.

Kolesarova, A., Slamecka, J., Jurcik, R., Tataruch, F., Lukac, N., Kovacik, J., Capcarova, M., Valent, M. & Massanyi, P. 2008. Environmental levels of cadmium, lead and mercury in brown hares and their relation to blood metabolic parameters. Journal of Environmental Science and Health Part A 43: 653-657.

Koster, R., Baccar, K. & Lemelin, R. H. 2012. Moving from research ON, to research WITH and FOR Indigenous communities: A critical reflection on community-based participatory research. Canadian Geographer 56 (2): 195-210.

Krebs, C. J., Boonstra, R., Boutin, S. & Sinclair, A. R. E. 2001. What drives the 10 year cycles of snowshoe hare. BioScience 51: 25-35.

Kretzschmar, R. & Schäfer, T. 2005. Metal retention and transport on colloidal particles in the environment. Elements 1: 205-210.

Kuhnlein, H. V. 1995. Benefits and risks of traditional food for indigenous peoples: focus on dietary intakes of Arctic men. Canadian Journal of Physiology and Pharmacology 73: 765-771.

Kuhnlein, H. V. & Chan, H. M. 2000. Environment and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples. Annual Review of Nutrition 20: 595-626.

Kuhnlein, H. V. & Receveur, O. 1996. Dietary change and traditional food systems of indigenous peoples. Annual Review of Nutrition 16: 417-442.

Laird, B. D., Goncharov, A.B., Egeland, G. & Chan, H. M. 2013. Dietary advice on Inuit traditional food use needs to balance benefits and risks of mercury, selenium, and n3 fatty acids. Journal of Nutrition 143: 923-930.

Lambden, J., Receveur, O. & Kuhnlein, H. V. 2007. Traditional food attributes must be included in studies of food security in the Canadian Arctic. International Journal of Circumpolar Health 66: 308-319.

Langlois, C. & Langis, R. 1995. Presence of airborne contaminants in the wildlife of northern Québec. Science of the Total Environment 160/161: 391-402.

Lemire, M., Kwan, M., Laouan-Sidi, A. E., Muckle, G., Pirkle, C., Ayotte, P. & Dewailly, E. 2014. Local country food sources of methylmercury, selenium and omega-3 fatty acids in Nunavik, Northern Quebec. Science of the Total Environment 509/510: 248-259.

Makinen, J., Kauppila, T., Loukola-Ruskeeniemi, K., Mattila, J. & Miettinen, J. 2010. Impact of point source and diffuse metal and nutrient loading on three northern boreal lakes. Journal of Geochemical Exploration 104: 47-60.

Manitowabi, D., Shawande, M. 2011. The meaning of Anishinabe healing and wellbeing on Manitoulin Island. Pimatisiwin 9 (2): 441-458.

Martin, T. 2003. De la banquise au congélateur. Mondialisation et culture au Nunavik. Québec, Les Presses de l'Université Laval, 202 p.

Martin, D. H. 2011. "Now we got lots to eat and they're telling us not to eat it": understanding changes to south-east Labrador Inuit relationships to food. International Journal of Circumpolar Health 70: 384-395.

Menzies, C. R. 2015. "In our grandmothers' garden: An Indigenous approach to collaborative film." In A. Gubrium, K. Harper & M. Otañez, (Dir.). Participatory visual and digital research in action, Walnut Creek, CA: Left Coast Books, pp. 103-114.

Ministère des Affaires Indiennes et du Nord Canada / Indian and Northern Affairs Canada (INAC). 2003. Northern Contaminants Program: Sources, occurrence, trends and pathways in the physical environment. 361p.

McGee, C. J., Fernandez, I. J. Norton S. A. & Stubbs, C. S. 2007. Cd, Ni, Pb, and Zn concentrations in forest vegetation and soils in Maine. Water Air and Soil Pollution 180: 141-153.

Newman, M. C. & Unger, M. A. 2002. Fundamentals of ecotoxicology, second edition. Lewis Publishers, Inc.

O'Hara T., Carroll G., Barboza P., Mueller K., Blake, J. & Woshner, 2001. Mineral and heavy metal status as related to a mortality event and poor recruitment in a moose population in Alaska. Journal of Wildlife Diseases 37: 509-522.

Paré, M., Prairie, P. & Speyer, M. 1999. Variations of cadmium levels in moose tissues from the Abitibi-Temiscamingue region. Alces 35: 177-190.

Paré, M. & Jolicoeur, H. 2005. Teneurs en cadmium dans le foie et les reins d'ours noirs (*Ursus americanus*) en Abitibi-Témiscamingue. Naturaliste canadien 129: 63-69.

Parker, G. H. & Hamr, J. 2001. Metal levels in body tissues, forage and fecal pellets of elk (*Cervus elaphus*) living near the ore smelters at Sudbury, Ontario. Environmental Pollution 113: 347-355.

Paul, V. & Trudeau, C. 2010. Bilan d'exploitation du lynx du Canada (*Felis lynx*) en Abitibi-Témiscamingue. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'expertise Énergie - Faune - Forêts - Mines - Territoire de l'Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda. 31 p.

Pease, J. L., Vowles, R. H. & Keith, L. B. 1979. Interaction of snowshoe hares and woody vegetation. Journal of Wildlife Management 43: 43-60.

Pedersen, S. & Lierhagen, S. 2006. Heavy metal accumulation in arctic hares (*Lepus arcticus*) in Nunavut, Canada. Science of the Total Environment 368: 951-955.

Pennington, P. R. & Watmough, S. 2015. The biogeochemistry of metal-contaminated peatlands in Sudbury, Ontario, Canada. Water Air and Soil Pollution 10: 326.

Pufall, E. L., Jones, A. Q., McEwen, S. A., Lyall, C., Peregrine, A. S. & Edge, V. L. 2001. Perception of the importance of traditional country foods to the physical, mental, and spiritual health of Labrador Inuit. Arctic 64: 242-250.

Rice, E.W., Bridgewater, L., American Public Health Association, American Water Works Association & Water Pollution Control Federation. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater, 22nd Edition. American Public Health Association.

Saint-Arnaud, M., Asselin, H., Dubé, C., Croteau, Y. & Papatie, C. 2009. Developing criteria and indicators for aboriginal forestry: mutual learning through collaborative research. Dans : Changing the culture of forestry in Canada: Building effective institutions for Aboriginal engagement in sustainable forest management, M. G. Stevenson & D. C. Natcher (Dir.). Edmonton: Canadian Circumpolar Institute Press, pp. 85-105.

Samson, C., Pretty, J. 2006. Environmental and health benefits of hunting lifestyles and diets for the Innu of Labrador. Food Policy 31: 528-553.

Satarug, S., Garett, S. H., Sens, M. A. & Sens, D. 2010. Cadmium, environmental exposure and health outcomes. Environmental Health Perspectives 118: 189-190.

Savard, M., Bégin, C., Parent, M., Smirnoff, A. & Marion, J. 2004. Atmospheric pollutants and trace gases. Effects of smelter sulfur dioxide emissions: A spatiotemporal perspective using carbon isotopes in tree rings. Journal of Environmental Quality 33: 13-26.

Rapport-Gratuit.com

Savard, M., Bégin, C., Parent, M., Marion, J. & Smirnoff, A. 2006a. Dendrogeochemical distinction between geogenic and anthropogenic emissions of metals and gases near a copper smelter. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 6: 237-247.

Savard, M., Bonham-Carter, G. F. & Banic, C. M., 2006b. A geoscientific perspective on smelter emission of metals in the environment: an overview. Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis 6: 99-109.

Sparks, D. L. 2005. Toxic metals in the environment: The role of surfaces. Elements 1: 193-197.

Suk, W. A., Avakian, M. D., Carpenter, D., Groopman, J. D., Scammell, M. & Wild, C. P. 2004. Human exposure monitoring and evaluation in the Arctic: The importance of understanding exposures to the development of public health policy. Environmental Health Perspectives 112: 113-120.

Tanguay, N., de Grobois, S., Saint-Charles, J. 2013. Santé territoriale, indicateurs de santé animale et vision holistique : La sélection des prises et les choix alimentaires chez les Atikamekw de Manawan et d'Obedjiwan. Recherches amérindiennes au Québec 43: 3-19.

United Nations Environment Programme (UNEP) 2010. *Draft final review of scientific information on lead.* Geneva, United Nations Environment Programme, Chemicals Branch, 185 p. http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Interim_reviews/UNEP_GC26_INF_11_Add_1_Final_UNEP_Lead_review_and_appendix_Dec_2010.pdf

United Nations Environment Programme (UNEP) 2010. *Draft final review of scientific information on cadmium.* United Nations Environment Programme, Chemicals Branch, 101p. http://www.unep.org/chemicalsandwaste/Portals/9/Lead_Cadmium/docs/Interim_reviews/UNEP_GC26_INF_11_Add_2_Final_UNEP_Cadmium_review_and_apppendix_Dec_2010.pdf

United Nations Environment Programme (UNEP) 2013. Global Mercury Assessment 2013: sources, emissions, releases and environmental transport. Geneva: United Nations Environment Programme (UNEP) Chemicals Branch; p. 44. http://www.unep.org/PDF/PressReleases/GlobalMercuryAssessment2013.pdf

Van Oostdam, J., Donaldson, S.G., Feeley, M., Arnold, D., Ayotte, P. Bondy, G. Chan, L. Dewaily, E., Furgal, C. M., Kuhnlein, H., Loring, E., Muckle, G., Myles, E., Receveur, O., Tracy, B., Gill, U. & Kalhok, S. 2005. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. Science of the Total Environment 230: 1-82

Venäläinen, E.-R., Niemi, A. & Hirvi, T. 1996. Heavy metals in tissues of hares in Finland, 1980-82 and 1992-93. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 56: 251-258.

Wajdzik, M. 2006. Contents of cadmium and lead in liver and kidneys and blood of the European hare (*Lepus Europaeus*) in Maloposka. Colendarum Ratio et Industria Lignaria 5: 135-146.

Wheatly, M. A. 1997. Social and cultural impacts of mercury pollution on Aboriginal peoples in Canada. Water Air and Soil Pollution 97: 85-90.

Willows, N. D. 2005. Determinants of healthy eating in Aboriginal peoples in Canada. The current state of knowledge and research gaps. Canadian Journal of Public Health 96: S32-S36.

Wilson, K. 2003. Therapeutic landscapes and First Nations peoples: an exploration of culture, health and place. Health & Place 9: 83-93.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES