

Université de Montréal

**Mise à jour et étude de sources de variation des niveaux d'exposition au  
chlordane, au BPC, au toxaphène et au mercure chez les Inuits de  
l'Arctique canadien**

Par

Elisabeth Labarre

Département de nutrition  
Faculté de médecine

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures en vue de l'obtention  
du grade de  
Maître ès sciences (M.Sc.)  
Avec mémoire

Août 2009

© Elisabeth Labarre, 2009

Page d'identification du jury

Université de Montréal

Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Mise à jour et étude de sources de variation des niveaux d'exposition au chlordane, au BPC, au toxaphène et au mercure chez les Inuits de l'Arctique canadien

Présenté par :

Elisabeth Labarre

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Dr. Olivier Receveur	Directeur de recherche
Dre Bryna Shatenstein	Membre du jury
Dr Victor Gavino	Membre du jury

Mémoire accepté le : \_\_\_\_\_

## **REMERCIEMENTS**

J'aimerais remercier Dr. Olivier Receveur, mon directeur de recherche qui m'a donné l'occasion de faire de la recherche et qui a été d'un support constant et d'une grande compréhension tout au long de ma maîtrise.

J'aimerais aussi remercier Dr. Laurie Chan, qui à titre de co-directeur, m'a fait confiance tout d'abord en me proposant ce projet fascinant. Il a également été de bon conseil.

Mes remerciements s'adressent aussi au Northern Contaminants Program (NCP), qui a donné son support financier à cette recherche.

Je souhaite que cette recherche soit utile pour guider les Inuits des régions à l'étude ainsi que les décideurs.

## SOMMAIRE

La nourriture traditionnelle compose une part essentielle de la culture Inuit. Néanmoins, la contamination de cette nourriture par les organochlorés et les métaux lourds fait l'objet d'une attention toute particulière, car elle excède dans certains cas les recommandations canadiennes. Le but de ce travail est, d'une part de mettre à jour les estimés d'exposition au chlordane, au BPC, au toxaphène et au mercure, et d'autre part d'en explorer certaines sources de variation. Pour ce faire, de nouvelles données sur la concentration de ces contaminants parmi les plus importants aliments traditionnels ont été combinées aux relevés alimentaires assemblés dans l'Arctique canadien en 1998 et 1999, la quantité et le type de nourriture traditionnelle consommés étant supposés ne pas avoir changé.

D'après l'ensemble des nouveaux estimés obtenus, les changements dans la banque de données sur les contaminants affectent plus les extrémités des distributions que les mesures de tendance centrale. Les estimés d'apports en organochlorés peuvent être considérés comme toujours actuels étant donné que les cinq types d'aliments pour lesquels il y a des nouvelles données disponibles représentent la majorité de l'exposition totale. En ce qui concerne le mercure, toutefois, des données additionnelles sont nécessaires à propos du caribou, du narval, du muktuk du béluga et de la truite de lac pour générer des niveaux d'exposition plus exacts.

Les sources de variations de ces estimés d'exposition ont été explorées en évaluant les coefficients de variation propres aux apports alimentaires et ceux propres aux concentrations de contaminants dans les aliments traditionnels. Il s'avère que la variation attribuable aux méthodes de collecte de données alimentaires est plus élevée que celle attribuable à la mesure des contaminants dans les banques de données. De nouvelles méthodes pour mesurer les niveaux de consommation d'aliments traditionnels devraient être développées.

**Mots clés :** Inuits, nourriture traditionnelle, organochlorés, chlordane, toxaphène, BPC, mercure, niveau d'exposition, variation.

## **ABSTRACT**

Traditional food is a part of Inuit culture. Nevertheless, contamination of this food by organochlorines and heavy metals is the subject of constant attention since it's exceeding Canadians guidelines in some cases. The purpose of this work is to do an update of the exposure estimates for chlordane, PCB, toxaphene and mercury and to explore sources of variation. To do so, new data on concentration of contaminants in traditional food have been combined to dietary recalls collected in the Canadian arctic in 1998 and 1999 assuming that the quantity and the type of traditional food consumed didn't change.

According to the new estimates, changes in the contaminant database affected more the extremes of the distributions rather than the measures of central tendency. The estimates of organochlorines intakes can be considered updated since the five types of food for which data are available represent the majority of total exposure. For mercury, additional data are necessary for caribou, narwhal, beluga muktuk and lake trout to generate more exact estimates of exposure.

The sources of variation of the exposure estimates have been explored by evaluating the coefficients of variation related to the measure of the dietary intake and those related to the contaminant concentrations in traditional food. The variation attributable to the methods of collecting food intake data is higher than the variability attributable to the contaminant database. New methods to measure the levels of traditional food consumption should be developed.

**Keywords:** Inuits, traditional food, organochlorines, chlordane, toxaphene, PCB, mercury, exposure level, variation.

## **TABLE DES MATIÈRES**

<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>2. REVUE DE LITTÉRATURE</b> .....	<b>3</b>
<b>2.1 L'exposition alimentaire aux contaminants</b> .....	<b>3</b>
<b>2.2 Évaluation de l'apport alimentaire</b> .....	<b>3</b>
2.2.1 Les enquêtes alimentaires prospectives .....	4
2.2.1.1 <i>Les journaux alimentaires</i> .....	4
2.2.2 Les enquêtes alimentaires rétrospectives .....	5
2.2.2.1 <i>Le rappel de 24 heures</i> .....	5
2.2.2.2 <i>Le questionnaire de fréquence</i> .....	6
<b>2.3 Méthodes d'évaluation de l'exposition alimentaire aux contaminants</b> .....	<b>7</b>
<b>2.4 Procédures de modélisation</b> .....	<b>9</b>
2.4.1 Les estimés de points .....	10
2.4.2 Les distributions simples .....	11
2.4.3 Les modèles probabilistes .....	11
<b>2.5 Biais liés à la mesure de l'apport alimentaire</b> .....	<b>13</b>
2.5.1 Biais spécifiques aux journaux alimentaires .....	13
2.5.2 Biais spécifiques au rappel de 24 heures .....	14
2.5.3 Biais spécifiques au questionnaire de fréquence .....	15
2.5.4 Validation de l'étude .....	15
<b>2.6 Sources de variation de l'apport alimentaire</b> .....	<b>16</b>
<b>2.7 Variation spatio-temporelle des niveaux de contaminants chez des animaux consommés par les Inuits dans l'Arctique canadien</b> .....	<b>17</b>
2.7.1 Le phoque .....	17
2.7.1.1 <i>Tendances spatiales et temporelles des organochlorés</i> .....	18
2.7.1.2 <i>Tendances spatiales et temporelles du mercure</i> .....	19
2.7.2 Le béluga .....	20
2.7.2.1 <i>Tendances spatiales et temporelles des organochlorés</i> .....	20
2.7.2.2 <i>Tendances spatiales et temporelles du mercure</i> .....	21
2.7.3 Le morse .....	21
2.7.3.1 <i>Tendances spatiales et temporelles des organochlorés</i> .....	21
2.7.3.2 <i>Tendances spatiales et temporelles du mercure</i> .....	21
2.7.4 Le narval .....	
2.7.4.1 <i>Tendances spatiales et temporelles des organochlorés</i> .....	21
2.7.4.2 <i>Tendances spatiales et temporelles du mercure</i> .....	22
2.7.5 L'omble chevalier .....	22

2.7.5.1 Tendances spatiales et temporelles des organochlorés.....	22
2.7.5.2 Tendances spatiales et temporelles du mercure.....	23
<b>2.8 Niveaux d'exposition aux contaminants chez les Inuits de l'Arctique canadien.....</b>	<b>25</b>
<b>2.9 Évaluation de la DJA et de la DJP.....</b>	<b>31</b>
<b>3. PROBLÉMATIQUE.....</b>	<b>33</b>
<b>4. MÉTHODOLOGIE.....</b>	<b>35</b>
<b>4.1 Description des données sur les apports alimentaires.....</b>	<b>35</b>
4.1.1 Données de base.....	35
4.1.2 Variables alimentaires dérivées.....	36
<b>4.2 Description des données sur les contaminants.....</b>	<b>39</b>
4.2.1 Données de base.....	39
4.2.2 Variables dérivées pour l'exposition aux contaminants.....	41
<b>4.3 Plan d'analyse.....</b>	<b>41</b>
4.3.1 Variation des apports alimentaires.....	41
4.3.2 Variation des estimés d'exposition en rapport aux banques de données de contaminants.....	41
4.3.3 Variation des estimés d'exposition en rapport aux méthodes de collecte des données alimentaires.....	42
<b>4.4 Gestion et analyse des données.....</b>	<b>42</b>
4.4.1 Banque de contaminants mise à jour.....	42
4.4.2 Apports alimentaires mesurés avec le R24, le QFR et le QFT.....	43
4.4.3 Variation des estimés d'exposition.....	44
<b>5. RÉSULTATS.....</b>	<b>45</b>
<b>5.1 Variation des niveaux d'exposition reliée à l'utilisation des différentes banques de données sur les concentrations de contaminants dans les aliments.....</b>	<b>45</b>
<b>5.2 Variation dans les apports alimentaires en fonction des méthodes de cueillette des données alimentaires.....</b>	<b>53</b>
5.2.1 Coefficients de variation des estimés des apports alimentaires.....	54
<b>5.3 Variation dans les niveaux d'exposition en fonction des différentes méthodes de cueillette des données alimentaires.....</b>	<b>62</b>
<b>6. DISCUSSION.....</b>	<b>71</b>
<b>6.1 Mise à jour des niveaux d'exposition aux contaminants chez les Inuits.....</b>	<b>71</b>
<b>6.2 Variation relative aux méthodes d'estimation des apports alimentaires.....</b>	<b>72</b>
<b>6.3 Contribution de la variation due aux méthode d'estimation des apports alimentaires aux niveaux d'exposition aux contaminants.....</b>	<b>75</b>
<b>6.4 Contribution de la variation due à la banque de contaminants.....</b>	<b>76</b>
<b>7. CONCLUSION.....</b>	<b>77</b>

<b>8. RÉFÉRENCES</b> .....	<b>79</b>
<b>9. ANNEXES</b> .....	<b>87</b>
<b>ANNEXE 1: Communautés inuites participantes dans l'évaluation de l'apport alimentaire d'après Kuhnlein et al (2000).</b> .....	<b>87</b>
<b>ANNEXE 2: Concentrations de contaminants organochlorés pour de nouveaux échantillons fournis par Dr. Stern, Dr. Muir et Dr. Evans (Stern et al., 2005; Lockhart et al., 2005)</b> .....	<b>88</b>
<b>ANNEXE 3: Nouvelles données pour le mercure en µg/g poids frais chez les aliments traditionnels collectés par Dr. Evans et Dr. Muir</b> .....	<b>91</b>
<b>ANNEXE 4: Distribution proportionnelle (%) des organochlorés pour les aliments les plus consommés par saison (Kuhnlein et al., 2000)</b> .....	<b>92</b>
<b>ANNEXE 5: Distribution proportionnelle (%) du mercure pour les aliments les plus consommés par saison (Kuhnlein et al., 2000)</b> .....	<b>94</b>
<b>ANNEXE 6: Niveau d'exposition (µg/jour) par région calculé à partir de la banque de Chan (1998) et du rappel de 24 heures, ajusté pour les variables : communauté, sexe, groupe d'âge et saison</b> .....	<b>96</b>
<b>ANNEXE 7: Niveau d'exposition (µg/jour) par région calculé à partir de la banque de Chan (1998) et du questionnaire de fréquence total, ajusté pour les variables : communauté, sexe, groupe d'âge et saison</b> .....	<b>97</b>
<b>ANNEXE 8: Niveau d'exposition (µg/jour) par région calculé à partir de la banque de Chan (1998) et du questionnaire de fréquence restreint, ajusté pour les variables : communauté, sexe, groupe d'âge et saison</b> .....	<b>98</b>
<b>ANNEXE 9: Formulaire de consentement</b> .....	<b>99</b>
<b>ANNEXE 10: Questionnaire de fréquence alimentaire</b> .....	<b>101</b>
<b>ANNEXE 11: Rappel de 24 heures</b> .....	<b>123</b>

## **LISTE DES TABLEAUX ET DES FIGURES**

<b>TABLEAU I:</b> Niveaux d'exposition au mercure chez les Inuits d'après quelques études .....	<b>31</b>
<b>TABLEAU II :</b> Niveaux d'exposition au BPC, chlordanes et toxaphène chez les Inuits d'après quelques études .....	<b>31</b>
<b>FIGURE 1:</b> Médianes des portions en grammes pour chaque groupe de nourriture traditionnelle pour les hommes et les femmes d'après le rappel de 24 heures.....	<b>37</b>
<b>TABLEAU III:</b> Comparaison des moyennes de contaminants en µg/g poids frais de deux sources différentes de données pour l'omble de l'Arctique (chair), le béluga (lard), le morse (lard), le narval (lard), le phoque annelé (lard), le phoque annelé (foie) et le phoque annelé (chair) .....	<b>46</b>
<b>TABLEAU IV:</b> Distribution de la population des Inuits du Nunavut, du Labrador et de la région d'Inuvialuit d'après le rappel de 24 heures et la banque de contaminants de CINE pour l'apport en mercure et en organochlorés (µg/kg pc/jour)* (n=1875) ** .....	<b>48</b>
<b>TABLEAU V:</b> Moyenne en µg/kg poids corporel/jour (CV%) des niveaux d'exposition avec le rappel de 24 heures de Kuhnlein et al. (2000) pour des contaminants importants de la banque de données de CINE 2000, la banque de Chan de 1998 (Chan, 1998) et la banque de CINE mise à jour avec de nouvelles données de 2007. ....	<b>50</b>
<b>FIGURE 2:</b> Moyenne (µg/kg poids corporel/jour) régionale des niveaux d'exposition aux contaminants calculée à partir du rappel de 24 heures et de trois banques de contaminants: CINE2000, CINE2007 et CHAN98 .....	<b>51</b>
<b>TABLEAU VI:</b> Apport alimentaire moyen (g/jour)* (erreur-type) et coefficients de variation (CV) en % par région d'après le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT) .....	<b>55</b>
<b>FIGURE 3:</b> Apport moyen en nourriture traditionnelle (g/personne/jour) pour huit groupes d'aliments calculé à partir du rappel de 24 heures, du questionnaire de fréquence alimentaire restreint ou du questionnaire de fréquence total .....	<b>57</b>
<b>FIGURE 4:</b> Coefficients de corrélations de huit groupes d'aliments entre les apports alimentaires calculés grâce à trois méthodes d'enquêtes alimentaires (rappel de 24 heures, questionnaire de fréquence restreint, questionnaire de fréquence total) et les coefficients de variation de ces estimés... ..	<b>59</b>
<b>TABLEAU VII:</b> Apport moyen* en mercure et en organochlorés (µg/kg poids corporel/jour)* de la population d'inuvialuit (n=295) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé avec la banque de contaminants de Chan (1998) .....	<b>64</b>
<b>TABLEAU VIII:</b> Apport moyen* en mercure et en organochlorés (µg/kg poids corporel/jour) de la population de Kitikmeot (n=300) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé avec la banque de contaminants de Chan (1998) .....	<b>65</b>
<b>TABLEAU IX:</b> Apport moyen* en mercure et en organochlorés (µg/kg poids corporel/jour) de la population de Kivalik (n=341) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé avec la banque de contaminants de Chan (1998) .....	<b>66</b>
<b>TABLEAU X:</b> Apport moyen* en mercure et en organochlorés (µg/kg poids corporel/jour)* de la population de Baffin (n=522) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé avec la banque de contaminants de Chan (1998) .....	<b>67</b>

**TABLEAU X1:** Apport moyen\* en mercure et en organochlorés ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour) de la population du Labrador ( $n=417$ ) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé avec la banque de contaminants de Chan (1998) ..... **68**

**FIGURE 5:** Moyenne ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{poids corporel}/\text{jour}$ ) des niveaux d'exposition aux contaminants calculée à partir du rappel de 24 heures, du questionnaire de fréquence restreint et du questionnaire de fréquence total et à partir de la banque de Chan (1998) ..... **69**

**LISTE DES ABRÉVIATIONS**

BPC:	Biphényles polychlorés
CINE:	Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment in Northern Canada
CV:	Coefficient de variation
DJA :	Dose journalière admissible
DJP :	Dose journalière probable
IC:	Intervalle de confiance
NSENO:	Niveau sans effet nocif observé
NCP:	Northern Contaminants Program
PTWI:	Provisional tolerable weekly intake
QFR:	Questionnaire de fréquence restreint
QFT:	Questionnaire de fréquence total
R24 :	Rappel de 24 heures
TNO:	Territoires du Nord-Ouest

## 1. INTRODUCTION

Le NCP (Northern Contaminants Program) a été établi au Canada en 1991 en réponse aux préoccupations devant l'exposition humaine aux niveaux élevés de contaminants. Des études antérieures avaient indiqué qu'il y avait un grand spectre de contaminants qui, comme les polluants organiques persistants, les métaux lourds et les radionucléides, se retrouvaient à des niveaux imprévus dans l'écosystème de l'Arctique.

La plupart de ces contaminants utilisés dans l'hémisphère nord sont transportés jusque dans l'Arctique par les courants atmosphériques et océaniques à partir de sources agricoles et industrielles situées plus au sud (CACARII, 2003).

Chez les peuples autochtones de l'Arctique, la nourriture traditionnelle, composée de mammifères, de poissons, de plantes et d'oiseaux provenant de l'environnement local, est perçue comme une dimension essentielle de la santé de la communauté, offrant des avantages nutritifs, sociaux, culturels, spirituels et économiques (Van Oostdam et al., 2005).

Toutefois, certains indices épidémiologiques suggèrent que l'exposition à certains niveaux de contaminants ayant été retrouvés dans la nourriture traditionnelle peut avoir des effets néfastes durant la grossesse et l'allaitement maternel (Jacobson and Jacobson, 1997). Cependant, les résultats des études sur les effets d'une exposition chronique à petite dose ne sont pas réguliers. Plusieurs facteurs tels que le tabagisme, l'abus de drogues et la malnutrition peuvent occulter les effets d'un contaminant sur la santé. De plus, la nourriture traditionnelle dans le Nord contient souvent plusieurs contaminants. Relativement aux effets de l'exposition à un seul contaminant, les effets de l'exposition à ces mélanges de contaminants peuvent se révéler différents, qu'ils soient supérieurs ou même inférieurs. Or, l'information quant aux interactions toxicologiques des contaminants environnementaux est très limitée (CACARII, 2003).

Les polluants organiques persistants qui feront l'objet de cette étude sont les BPC, le chlordane et le toxaphène, organochlorés dont les niveaux d'exposition antérieurs chez les communautés Inuits ont excédé les DJA (Dose Journalière Admissible). Le seul métal

lourd dont l'apport est examiné dans cette étude est le mercure, qui a également dépassé la DJA (Kuhnlein et al., 2000). Le but de cette recherche est de faire une mise à jour des niveaux d'exposition à ces contaminants afin de vérifier comment ces niveaux se comparent à ceux calculés antérieurement chez les communautés inuits du Nunavut, du Labrador et de Inuvialuit (Kuhnlein et al., 2000), d'en expliquer les sources de variations et de recommander, si nécessaire, la cueillette additionnelle des espèces sauvages à la base de leur alimentation traditionnelle afin de connaître plus précisément l'exposition aux contaminants par la voie alimentaire.

## **2. REVUE DE LITTÉRATURE**

L'évaluation des risques que pose pour la santé humaine la présence de certaines substances chimiques ou de certains contaminants potentiellement nuisibles dans l'alimentation, est effectuée afin de prendre éventuellement des décisions éclairées en santé publique. Cette évaluation comporte quelques étapes. Il y a tout d'abord l'identification du danger, qui consiste à identifier les effets nocifs associés à une substance chimique. La deuxième étape, la caractérisation du danger, vise à quantifier ces effets. La troisième étape, l'évaluation de l'exposition alimentaire, consiste en l'évaluation qualitative ou quantitative de l'apport d'agents biologiques, chimiques ou physiques par la voie alimentaire. La caractérisation du risque, dernière étape de l'évaluation du risque, intègre les informations de la caractérisation du danger et de l'évaluation de l'exposition alimentaire afin de prendre des décisions appropriées quant aux risques pour la santé humaine (Arcella et al., 2005).

### **2.1 L'EXPOSITION ALIMENTAIRE AUX CONTAMINANTS**

L'évaluation de l'exposition alimentaire aux contaminants est une étape cruciale dans l'évaluation du risque et elle est réalisée en déterminant le niveau de contaminants dans chaque aliment consommé et en évaluant l'ampleur de cette consommation. À l'échelle de l'Arctique canadien, il s'agit donc d'évaluer la quantité de nourriture traditionnelle consommée par un individu et la concentration de contaminants dans cette nourriture (RECAC1, 1997). Les résultats de cette évaluation peuvent aider à révéler les sources de contamination et à évaluer l'efficacité des stratégies employées pour minimiser le risque impliqué par les contaminants dans l'alimentation (Lambe, 2002).

### **2.2 ÉVALUATION DE L'APPORT ALIMENTAIRE**

Dans l'évaluation de l'exposition alimentaire aux contaminants, les habitudes alimentaires des individus peuvent être mesurées à l'aide de quatre types de données. Premièrement, il y a les données sur l'approvisionnement alimentaire, qui est mesuré à l'aide de bilans alimentaires. Deuxièmement, il y a les données sur la consommation familiale, qui peuvent être évaluées en notant les dépenses et les aliments consommés à la maison. Troisièmement, il y a les données d'enquêtes alimentaires individuelles. Cette méthode reflète davantage la consommation réelle. L'estimation des apports alimentaires

peut se faire à l'aide des questionnaires de fréquence restreint à la nourriture traditionnelle de la région et de la saison. Elle peut se faire aussi à l'aide des rappels de 24 heures, où la consommation du jour précédent est remémorée avec l'aide d'un diététiste. Elle peut aussi se faire à l'aide de journaux alimentaires, qui sont similaires aux rappels de 24 heures, l'évaluation étant faite pour une période de temps donnée et l'usage ultime des données étant semblable, mais ils requièrent l'inscription des aliments au fur et à mesure qu'ils sont consommés (Hebert et al., 1997). Finalement, il y a la collecte d'un échantillon identique à la nourriture consommée. L'estimation de l'apport en contaminants est mesurée directement par l'analyse chimique de la consommation alimentaire recueillie en duplicata (Arcella et al., 2005). L'apport alimentaire est supposé inclure tous les aliments et boissons consommés. Même ce qui n'est pas considéré comme de la nourriture, comme les suppléments alimentaires et les condiments, qui contiennent de l'énergie et ou des nutriments, devraient être inclus (Rutishauser., 2005).

La qualité des résultats d'une évaluation de l'exposition aux produits chimiques par l'alimentation dépend en grande partie de la qualité des données de consommation alimentaire (Arcella et al., 2005). La consommation alimentaire des individus n'est pas une quantité statique. Elle varie qualitativement et quantitativement de jour en jour, de semaine en semaine et d'année en année. En général, les mesures quantitatives de l'apport alimentaire peuvent seulement être faites sur de courtes périodes de temps. Cela signifie que ces mesures ne sont pas susceptibles de refléter ce que mangent habituellement les individus (Rutishauser., 2005). Les différentes enquêtes alimentaires comportent certains avantages et certains inconvénients présentés plus bas. De façon générale, l'apport énergétique rapporté est insuffisant et c'est un des biais majeurs des évaluations de l'exposition basées sur les enquêtes alimentaires (Gilsenan and Gibney, 2004).

## **2.2.1 Les enquêtes alimentaires prospectives**

### *2.2.1.1 Les journaux alimentaires*

Les journaux alimentaires s'inscrivent dans ce type d'enquête dans la mesure où les données sont recueillies au fur et à mesure. Cette méthode consiste à noter précisément tous les aliments consommés par un individu lors d'une journée ou de plusieurs journées.

Le sujet note les aliments dès que ceux-ci sont consommés afin de minimiser les effets des pertes de mémoire. Les aliments sont quantifiés par pesée ou en déterminant les volumes utilisés à l'aide d'outils ménagers tels que des tasses à mesurer et des cuillères (Willett, 1998). La collecte de données alimentaires, d'après cette méthode, peut mener à une altération du régime des participants, ce qui aurait pour résultat des biais dans l'estimation des apports. L'apport peut être altéré si les participants changent leur régime par fatigue ou par perte d'intérêt (Kroes et al., 2002). Une implication très active et une grande constance sont exigées des sujets (Willett, 1998).

Toutefois, les journaux alimentaires n'exigent pas que le sujet fournisse un estimé moyen de ses apports alimentaires, et ils sont flexibles dans la mesure où un aliment non inclus dans la liste d'un questionnaire de fréquence peut être identifié (Hebert et al., 1997). Ces caractéristiques constituent un avantage indéniable.

## **2.2.2 Les enquêtes alimentaires rétrospectives**

### *2.2.2.1 Le Rappel de 24 heures*

Le rappel de 24 heures est une méthode qui requiert qu'une personne qualifiée demande à un répondant de se rappeler ce qu'il a mangé et bu durant les dernières 24 heures. L'entrevue peut se faire par téléphone ou en personne. À l'instar des journaux alimentaires, le répondant n'est pas tenu de fournir un estimé moyen de sa consommation alimentaire et tous les aliments consommés peuvent être identifiés (Willett, 1998). Par ailleurs et contrairement aux journaux alimentaires, il ne peut pas altérer son régime avant d'en faire le rapport (Willett, 1998).

Cette méthode n'est toutefois pas sans faille. Elle requiert une implication très active du sujet et un grand degré de rigueur. Une limite importante de cette méthode tient au fait qu'un seul rappel de 24 heures est rarement représentatif de l'apport habituel d'une personne, à cause de la variation qu'il y a d'une journée à l'autre. Il existe effectivement une variabilité de la consommation intra-individuelle dont il faut tenir compte. Dans cette optique, il est nécessaire de disposer de plusieurs journées de données. D'après Willett (1998), il faut au moins six rappels de 24 heures sur une période de douze mois pour estimer l'apport habituel. L'utilité de cette méthode de collecte alimentaire est surtout de

confirmer les données d'un questionnaire de fréquence alimentaire utilisé comme instrument de mesure principal.

L'exactitude des données alimentaires ainsi obtenues dépendent de la mémoire à court terme du sujet. L'enquêteur pose des questions conçues de manière à mettre le répondant à l'aise et à l'aider à se souvenir de l'apport alimentaire de la journée précédente (Willett, 1998).

La gestion de journaux alimentaires et de rappels de 24 heures coûte très cher, soit environ 30\$ par jour par sujet. Les désavantages pratiques de ces méthodes, tels le coût et la nécessité d'obtenir plusieurs rappels de 24 heures pour disposer d'apports alimentaires représentatifs, limitent leur usage (Hebert et al., 1997).

#### *2.2.2.2 Le Questionnaire de Fréquence*

Idéalement, les méthodes visant à établir les habitudes alimentaires à long terme éliminent les sources intra-individuelles de variabilité. En conséquence, la fluctuation totale des nutriments devrait être inférieure pour le questionnaire de fréquence que pour les journaux alimentaires et les rappels de 24 heures (Herbert et al., 1997). Le questionnaire de fréquence de base consiste en une liste d'aliments et d'options relatives à la fréquence de consommation de chacun de ces aliments (Wrieden et al., 2003). Les aliments sélectionnés pour cette liste doivent être choisis judicieusement selon l'objectif visé, car un questionnaire excessivement long peut mener à l'ennui et à la fatigue, ce qui peut altérer la concentration du sujet et l'exactitude de ses données (Willett, 1998).

Les questionnaires peuvent être complétés sous forme d'entrevue par un professionnel en personne ou au téléphone. Ils peuvent aussi être envoyés par la poste et remplis de façon autonome par le répondant. En principe, les entretiens en personne permettent d'aider davantage les sujets, mais l'anonymat des autres méthodes peut réduire les biais induits par l'environnement de l'entretien (Willett, 1998).

Les questionnaires de fréquence sont de plus en plus utilisés pour mesurer les apports alimentaires dans les études épidémiologiques (Jain and McLaughlin, 2000) et ils sont

souvent plus utiles pour classer les individus d'après leur consommation d'aliments et de nutriments que pour quantifier les apports réels consommés.

Certains questionnaires de fréquence demandent au répondant d'évaluer la fréquence de consommation exacte de chaque aliment, tandis que dans d'autres questionnaires de fréquence, les répondants indiquent la fréquence de leur consommation de nourriture en termes de catégories d'aliments. On peut également recueillir des données additionnelles quant à la taille des portions. S'il y a spécification de la taille de la portion dans la question portant sur la fréquence de consommation, il s'agit alors d'un questionnaire semi-quantitatif. Une alternative à cette méthode consiste à définir pour chaque aliment la grosseur d'une portion moyenne. On demande ensuite au sujet si la portion consommée est petite, moyenne ou grosse. D'après Willett (1998), la contribution potentielle de questions additionnelles sur la taille des portions exige des enquêtes supplémentaires. Les données actuelles ne semblent pas indiquer que ces questions améliorent de façon substantielle l'évaluation des apports alimentaires.

### **2.3 MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'EXPOSITION ALIMENTAIRE AUX CONTAMINANTS**

Les méthodes adoptées dans le cadre de l'évaluation de l'exposition alimentaire aux contaminants tiennent compte non seulement de la consommation moyenne, mais aussi des percentiles inférieurs et supérieurs. Une attention particulière est portée aux individus qui consomment de grandes quantités de nourriture contenant de grandes concentrations de substances qui peuvent potentiellement mener à des risques pour la santé. Toutefois, la définition des grands consommateurs peut varier. Les seuils sont habituellement situés aux 90<sup>e</sup>, 95<sup>e</sup>, 97,5<sup>e</sup> ou 99<sup>e</sup> percentiles de la distribution des apports individuels. Un percentile élevé, plutôt que la valeur maximale est habituellement choisi parce que les apports maximaux ne sont pas susceptibles d'être maintenus sur de longues périodes de temps et ne sont donc pas représentatifs des apports élevés associés à l'exposition chronique (Arcella et al., 2005).

Les résultats des évaluations d'exposition sont utilisés pour évaluer les risques pour la santé humaine et pour vérifier qu'ils sont conformes à la législation relative aux seuils

acceptables. Il existe plusieurs méthodes pour réaliser une évaluation d'exposition. Le choix d'une méthode d'évaluation des niveaux d'exposition aux contaminants est influencé par l'objectif de cette évaluation, la nature du contaminant et les ressources disponibles (Lambe, 2002). Le but de certaines évaluations est d'établir la probabilité qu'un niveau particulier d'apport soit excédé alors que d'autres évaluations sont réalisées dans le but de déterminer les niveaux d'exposition de base ou de faire le suivi des tendances dans la population (Galal-Gorchev, 1993). L'approche la plus communément utilisée consiste à modéliser l'exposition alimentaire en combinant les estimés de consommation alimentaire avec les estimés de concentration chimique. Pour toute variable incluse dans une évaluation d'exposition, il est important d'évaluer la quantité et la pertinence de l'information disponible. Les données sur les aliments et les contaminants peuvent être abondantes ou rares, représentatives ou non-représentatives.

Les facteurs à considérer lors de l'évaluation de l'exposition alimentaire aux contaminants sont la période de temps concernée par l'enquête alimentaire, les groupes de population auxquels les données réfèrent, les groupes alimentaires pour lesquels les données sont disponibles et la quantité et la qualité des données (Lambe, 2002). Une enquête alimentaire de courte durée va mener à une surestimation de la prévalence d'apports faibles et d'apports élevés due à la variation intra-individuelle qui existe dans les apports alimentaires (Sempos et al., 1991).

Les évaluations d'exposition alimentaire aux contaminants peuvent être requises pour la population totale ou pour des sous-groupes de la population considérés à risque. Idéalement, pour chacune des données sur la consommation alimentaire incluses dans ces évaluations on a mesuré tous les niveaux de contaminants correspondants. Toutefois, l'examen des contaminants dans les aliments fournit quelquefois des données de concentrations chimiques pour des catégories alimentaires qu'il est difficile de faire correspondre avec les estimés de la consommation alimentaire. Les analyses chimiques peuvent notamment avoir été conduites dans le but d'évaluer la conformité avec les règlements industriels. Ce sont donc les produits bruts, non transformés qui sont échantillonnés. Dans plusieurs cas, le produit brut ne correspond pas au produit consommé. Par exemple, le blé n'est pas consommé tel quel, mais sous forme de pain, de

céréales à déjeuner, etc (Lambe, 2002). Selon Chan et al. (1996), la préparation des aliments est un facteur important dans l'estimation de l'exposition totale par voie orale aux contaminants présents dans les aliments traditionnels. Selon des données recueillies dans les années 1980 dans la communauté de Qikiqtarjuaq et dans deux communautés dénées/métisses, il existerait des différences considérables entre les concentrations en organochlorés des différents échantillons prélevés, selon que ces derniers soient crus ou apprêtés.

La qualité des données concernant la consommation alimentaire est pertinente pour les évaluations d'exposition de même que pour les évaluations nutritives et va être influencée par les erreurs de mesure, comme le sous-rapportage (Lambe, 2002). Les erreurs de mesure de l'apport alimentaire sont discutées plus bas.

#### **2.4 PROCÉDURES DE MODÉLISATION**

Idéalement, l'exposition alimentaire aux substances chimiques devrait être évaluée en combinant les données sur les concentrations des contaminants dans tous les aliments qui sont consommés avec les données sur le niveau de consommation des individus étudiés. Les évaluations d'exposition ne sont toutefois pas toujours réalisées sur la base de données exacte sur la consommation et la composition chimique tels qu'utilisés. En général, il n'est considéré ni rentable ni nécessaire d'établir avec précision la consommation alimentaire pour chaque substance dangereuse étudiée (Lawrie and Rees, 1996). En fait, l'évaluation de l'exposition à des composantes alimentaires aura recours à différents modèles pour que la mesure du niveau d'exposition reflète une situation d'exposition réelle. Trois approches de modélisation qui peuvent être considérées : les estimés de points, les distributions simples et les modèles probabilistes. Parmi les facteurs qui influenceront le choix du modèle, notons le but de l'évaluation (produit chimique ciblé, groupes de populations visés, degré d'exactitude requise) et la disponibilité des données (Arcella et al., 2005).

### 2.4.1 Les estimés de points

Il s'agit de multiplier une valeur fixe de consommation alimentaire, habituellement la valeur moyenne de la population, par une valeur fixe de concentration chimique pour cet aliment. Pour estimer l'apport en contaminants ( $C_x$  Total), le calcul suivant est employé :  $C_x \text{ Total} = \sum (\text{aliment}_j \times c_{xj})$  où l'apport en aliment<sub>j</sub> (en gramme/jour) est établi par un rappel de 24 heures et le niveau  $c_{xj}$  dans l'aliment<sub>j</sub> (en  $\mu\text{g}/\text{gramme}$ ) est la concentration du contaminant mesurée (Chan et al., 1997). Une analyse rigoureuse devrait s'appuyer sur 2 jours ou plus de données alimentaires par personne et par saison pour diminuer la variabilité saisonnière de l'apport en contaminants. La moyenne annuelle des  $C_x$  sur l'ensemble des saisons peut être calculée et ainsi déterminer l'apport annuel par personne. C'est généralement la première étape d'une évaluation d'exposition parce que c'est une approche simple et abordable. Il y a des présupposés inhérents à cette approche : les individus sont supposés consommer la même quantité de l'aliment spécifique, le produit chimique est toujours présent dans cet aliment à un niveau moyen ou élevé. Cette approche n'offre donc pas d'aperçu sur l'étendue des niveaux d'exposition possibles dans une population, ou sur les facteurs principaux influençant les résultats de l'exposition (Lambe, 2002).

Une procédure pas à pas (*stepwise*) est utilisée communément pour minimiser les coûts d'estimation et mettre l'accent sur les problèmes les plus importants. À mesure que l'exactitude des évaluations d'exposition par l'alimentation augmente, le coût de la cueillette de données adéquates et les ressources requises pour entreprendre des évaluations augmentent aussi (World Health Organisation, 1997). Le but d'une procédure pas à pas est de cibler les estimés d'exposition alimentaire aux produits chimiques qui peuvent être préoccupants pour les consommateurs moyens ou les individus appartenant à des groupes à risque. Si l'exposition estimée d'un pesticide ciblé, d'un contaminant, d'un additif alimentaire excède la limite de sécurité, une méthode plus exacte d'évaluation de l'exposition alimentaire devrait être appliquée. L'exposition est alors évaluée d'abord d'après des méthodes déterministes basées sur des considérations conservatrices; les consommateurs des percentiles élevés sont pris en considération. Toutefois, les données de consommation de nourriture ne sont pas communément disponibles à l'échelle

individuelle pour les grands consommateurs. Par conséquent, des méthodes très conservatrices sont utilisées, qui ne sont pas appropriées pour prédire l'exposition réelle parce qu'elles sont conçues pour inclure les pires scénarios (Arcella et al., 2005).

#### **2.4.2 Les distributions simples**

Les distributions simples emploient des distributions de l'apport alimentaire, mais utilisent une valeur fixe pour les variables de concentrations. Leurs résultats sont plus informatifs que ceux des estimés de points parce qu'ils prennent en compte la variabilité qui existe dans les habitudes alimentaires. Ces distributions s'appuient toutefois sur des estimations conservatrices quant à la présence et à la concentration d'un produit chimique et peuvent donc être considérés si on veut donner une courbe supérieure d'estimation de l'exposition (Lambe, 2002).

#### **2.4.3 Modèles probabilistes**

Récemment, afin d'obtenir une vision plus juste de l'exposition aux substances dangereuses, les gestionnaires du risque se sont davantage intéressés aux modèles probabilistes (European Commission, 2000c). Ceux-ci prennent en considération toutes les valeurs possibles qu'une variable peut présenter et évaluent la probabilité qu'un scénario donné survienne (Vose, 1996). Une telle approche doit s'assurer que toute fluctuation et incertitude des variables, incluant celles de la consommation alimentaire, soient prise en compte dans le modèle (Arcella et al., 2005).

La structure d'un modèle probabiliste peut être similaire à celle d'un modèle déterministe dans la mesure où il y a dans les deux modèles des multiplications et des additions qui lient les variables entre elles. Le modèle probabiliste se distingue par le fait que chaque variable incertaine est représentée par une fonction de distribution plutôt que par une seule valeur (Lambe, 2002). Dans une distribution d'exposition, chaque valeur comporte de l'incertitude. L'exposition estimée va être différente d'un individu à l'autre dans une population et différente pour chaque individu pour différentes journées de l'année. Par exemple, l'alimentation d'un seul individu va contribuer à des quantités variables de contaminants étant donné que la nourriture va contenir des quantités différentes de produits chimiques d'une journée à l'autre. Aussi, l'alimentation varie entre individus et

chez le même individu de jour en jour. La variabilité de ces facteurs doit être prise en considération lors des évaluations des niveaux d'exposition (Peterson, 2000).

L'analyse de Monte Carlo est un modèle probabiliste communément employé. Elle permet à l'évaluateur de considérer la distribution de l'exposition du minimum au maximum selon tous les modes et percentiles. Les simulations de Monte Carlo sont des approximations. Des analyses de sensibilité peuvent être utilisées pour identifier les paramètres qui contribuent le plus aux estimés d'exposition (Peterson, 2000). Les résultats d'analyse de sensibilité permettent aux gestionnaires du risque de considérer le mérite relatif de différentes stratégies pour réduire l'exposition dans les cas où les niveaux d'exposition sont trop élevés par rapport aux normes (Lambe, 2002).

Les approches probabilistes demandent plus de ressources que les approches déterministes, mais permettent la caractérisation de la variabilité et de l'incertitude qui peut exister dans des estimés d'exposition et facilitent alors des évaluations plus réalistes et significatives (Arcella, 2005).

L'évaluation du niveau d'exposition aux contaminants par l'alimentation chez les communautés de l'Arctique représente un défi à cause de la variation de l'apport, due à la disponibilité saisonnière de l'aliment, à la fluctuation des récoltes familiales et à la grande variabilité intrinsèque des contaminants dans les aliments. Il n'y a aucune méthode parfaitement appropriée pour traiter un ensemble de données typiques de celles qui sont recueillies dans les communautés de l'Arctique. Ces données présentent une variation marquée, on ne dispose de pas plus d'une observation par jour, par sujet et par saison et des données sont manquantes pour de nombreux sujets pour plusieurs saisons (Chan et al., 1997).

## **2.5 BIAIS LIÉS À LA MESURE DE L'APPORT ALIMENTAIRE**

Un biais est défini comme "toute tendance dans la collecte, l'analyse, l'interprétation, la publication ou la revue des données qui peut mener à des conclusions qui diffèrent systématiquement de la vérité" (Last, 2000). Il y a plusieurs types de biais lorsqu'on mesure des expositions par voie alimentaire. Certains biais peuvent éventuellement être éliminés, tandis que d'autres sont impossibles à éliminer (Lissner et al., 1998). Il y a notamment les biais de non-acceptabilité, les biais obséquieux et les biais prévisibles. Ces derniers biais, dus à l'identification par le sujet d'une réponse lui semblant plus acceptable ou correcte, sont particulièrement importants lorsqu'on considère les expositions par l'alimentation. Il y a aussi des biais de sélection, qui surviennent souvent dans les phases de recrutement des sujets. Ils sont particulièrement préoccupants lors des enquêtes nutritionnelles descriptives étant donné qu'il y a alors des raisons de croire que les non-répondants ont probablement des habitudes alimentaires différentes et moins saines que les participants. Des biais d'attention surviennent lorsque les méthodes de type prospectif sont utilisées. Les sujets peuvent systématiquement altérer leur comportement lorsqu'ils sont observés (Lissner et al., 1998).

### **2.5.1 Biais spécifiques aux journaux alimentaires**

La méthode des journaux alimentaires a traditionnellement été considérée comme étant la plus exacte pour mesurer l'apport alimentaire, mais comme d'autres méthodes telles que le questionnaire de fréquence alimentaire, la validité des résultats dépend de la coopération des sujets (Lissner et al., 1998). Si la taille de l'échantillon est suffisamment large, une seule journée par personne peut être utilisée. Idéalement, les 7 jours de la semaine devraient être également représentés parmi les différents groupes de l'échantillon, étant donné qu'il peut y avoir des différences systématiques d'une journée de la semaine à une autre (Guenther, 1997). Pour minimiser la variabilité intra-individuelle, il est plus efficace statistiquement d'augmenter le nombre d'individus dans l'échantillon que d'augmenter le nombre de jours au-delà de 2 jours par individu. Toutefois, il est plus économique de former moins de gens pour faire des journaux alimentaires et collecter plus de journées par individu. Il a été suggéré que la motivation du participant diminue avec l'augmentation du nombre de jours de données, particulièrement si les journées sont consécutives. Si un estimé de l'apport à long terme

est requis pour les besoins de l'étude, une collecte de 3 ou 4 jours de données pour chacune des saisons est optimale (Willett, 1998).

Par ailleurs, des investigateurs ont établi que la moitié des sujets complétant des journaux avec pesée des aliments ont admis altérer leur apport parce qu'ils étaient conscientisés par la problématique ou parce qu'ils désiraient bien paraître (Macdiarmid and Blundell, 1997).

### **2.5.2 Biais spécifiques au rappel de 24 heures**

Le rappel de 24 heures implique la collecte de données concernant entre 10 et 40 items qui doivent tous être décrits, mesurés ou estimés. La conséquence de cette situation est que différents aspects de l'apport alimentaire sont estimés avec des niveaux de précision et d'exactitude variables. De façon similaire, il est prévu que la précision et l'exactitude des estimés de l'apport en énergie et en nutriments obtenus par ces mesures sont variables (Rutishauser, 2005). Le rappel de 24 heures sous-estime en moyenne l'apport alimentaire comparativement aux journaux alimentaires, à cause des omissions volontaires ou involontaires (Willett, 1998). Krall et al. (1998) ont montré que l'habileté à se rappeler l'apport alimentaire était associée à un nombre de facteurs incluant l'âge, le genre, l'intelligence, l'humeur, l'attention et la constance des habitudes alimentaires.

Les rappels de 24 heures permettent d'évaluer l'alimentation entière afin de vérifier si la consommation de certains aliments est plus à risque. Des normes alimentaires pour l'exposition aux contaminants sont comparées avec les niveaux d'exposition alimentaire de la population. L'utilisation d'un seul rappel de 24 heures ne permet pas d'évaluer le niveau d'exposition individuel, car les données qu'il fournit sont limitées (Rutishauser, 2005).

Le FSRG (Food Survey Research Group), qui coordonne et conçoit les enquêtes alimentaires de l'USDA, a développé une nouvelle méthode qui permet de se rappeler de presque tout ce qui a été mangé le jour précédent. Il s'agit de la méthode de passe multiple automatisée (AMPM) et elle se réalise par ordinateur à l'aide d'un logiciel spécialisé opéré par un enquêteur bien entraîné. Avec l'AMPM, l'exactitude des rappels

de 24 heures est améliorée. Cette méthode comporte cinq étapes. La première étape, la liste rapide, a pour but de dresser une liste des aliments et des boissons consommés le jour précédent sans ordre particulier. Durant la deuxième étape, une enquête portant sur ce qui a été oublié durant la première étape est réalisée où sont posées des questions susceptibles de stimuler la mémoire du sujet. La troisième étape consiste à recueillir de l'information sur le déroulement chronologique de la journée en relation avec chaque aliment ou boisson. Durant la quatrième étape, les descriptions détaillées de chaque aliment en ce qui concerne les quantités et les condiments ajoutés sont colligées. Cette partie se fait à l'aide d'aides visuels, tels l'USDA Food Model Booklet ou des tasses à mesurer. La dernière étape est une dernière occasion d'identifier d'éventuels aliments consommés n'ayant pas été mentionnés. D'après des recherches préliminaires sur 100 volontaires, cette méthode permet à ces derniers de se rappeler en moyenne de 98% de la nourriture consommée réellement (Bliss, 2004).

### **2.5.3 Biais spécifiques au questionnaire de fréquence**

Les questionnaires de fréquence sont très utiles pour connaître les aliments et les nutriments consommés à long terme. Ils peuvent être très convenable, mais deviennent inflexibles en regard des comportements alimentaires non-habituels, Ils sont aussi inappropriés lorsqu'ils sont utilisés sous des conditions de disponibilité de produits variables (Willett, 1998). D'après Brown (2006), ils sont sujets aux erreurs de mesure; le nombre d'aliments inclus dans un questionnaire de fréquence est limité et des détails approfondis sur la préparation des aliments ne sont pas recueillis.

### **2.5.4 Validation de l'étude**

Étant donné la grande variété des biais qui peuvent affecter la qualité des données en épidémiologie nutritionnelle, il est nécessaire de valider l'étude le plus rapidement possible. La validité se définit comme suit : "degré auquel une méthode de mesure alimentaire mesure l'aspect de la diète qu'elle est censée mesurer" (Willett, 1990). Un aspect important de la validation consiste à savoir si l'erreur est aléatoire ou systématique (Lambe, 2002). Les erreurs aléatoires augmentent la variance des estimés alimentaires et conséquemment réduisent la précision. Les effets des erreurs aléatoires peuvent être réduits en augmentant le nombre d'observations chez chaque individu ou en augmentant

le nombre d'individus chez qui les données sont collectées. Les effets des erreurs systématiques ne peuvent être réduits en augmentant le nombre d'observations. Elles surviennent par exemple si sont utilisées des données de composition nutritionnelle erronées pour un aliment. L'estimation de l'apport alimentaire va en être affecté différemment d'un individu à l'autre, ce qui mènera à des biais dans les estimés (Rutishauser, 2005). D'après Beaton, il n'y a pas de méthode qui permet d'estimer les apports alimentaires sans erreur (1994).

## **2.6 SOURCES DE VARIATION DE L'APPORT ALIMENTAIRE**

Les estimés des apports alimentaires vont varier selon certaines variables telles que les sources alimentaires, le sexe, la saison et l'âge (Kuhnlein et al., 1996). Selon ces auteurs, le pourcentage de l'apport en énergie totale comblé par la nourriture traditionnelle est plus faible chez les enfants et les adolescents. Dans cette même étude, l'énergie totale fournie par la nourriture traditionnelle était plus faible chez les femmes de 20 à 40 ans que chez les hommes du même âge. Les femmes âgées de 60 ans et plus consomment plus de nourriture traditionnelle que les hommes âgés de 60 ans et plus. Dans la plupart des régions du monde, la nourriture traditionnelle varie en disponibilité pour les espèces animales et les plantes. Cette idée est confirmée dans une étude (Kuhnlein et al., 1996) où des variations saisonnières ont pu être notées. La saison août-septembre est marquée par le plus faible apport en nourriture commerciale et le plus grand apport en nourriture traditionnelle de l'année, quel que soit le genre ou l'âge. La saison octobre-novembre est marquée par un apport en énergie qui provient davantage de la nourriture industrielle.

Une étude publiée par Lamoureux (2008) a mesuré la variation annuelle de la consommation de nourritures traditionnelles dans le delta du Mackenzie aux Territoires du Nord-Ouest. Des coefficients de variation annuelle de prises animales qui ont nourri six communautés, en l'occurrence Aklavik, Inuvik, Tuktoyaktuk, Paulman, Sachs Harbour et Holman, ont été mesurés pour les années 1991 à 1994. Les espèces y ont été classées par catégories : poissons, mammifères et oiseaux. Ces coefficients diffèrent beaucoup d'une communauté à l'autre, sauf pour les oiseaux. Par exemple, pour les poissons, les coefficients de variation annuels allaient de 0,19 à 0,45. Les coefficients de variation toutes catégories confondues séparaient également les communautés en deux

groupes, soit de 0,15 à 0,25 et de 0,34 à 0,40. Par communauté, la variation peut être dispersée d'une catégorie à une autre. Pour Aklavik, elle va de 0,21 pour les oiseaux à 0,45 pour les poissons. La variation de certaines espèces prises individuellement peut être grande.

## **2.7 VARIATION DES NIVEAUX DE CONTAMINANTS CHEZ DES ANIMAUX CONSOMMÉS PAR LES INUITS DANS L'ARCTIQUE CANADIEN**

La distribution spatiale des polluants organiques toxiques et persistants dans les l'Arctique a fait l'objet de recherches approfondies durant les trente dernières années (Bard, 1999; Barrie et al., 1992; Muir et al., 1992; 1999). Il est évident que la distribution des contaminants organochlorés dans les systèmes marins nordiques est déterminée par une série de facteurs (Wania and MacKay, 1993) en plus des propriétés physico-chimiques telles que la taille et la source du contaminant (Li et al., 1998 et 2004). De plus, les organochlorés s'accumulent dans les gras des espèces dans la chaîne alimentaire (Barrie et al., 1992). Les niveaux trophiques supérieurs ont donc une concentration élevée en divers organochlorés (Norstrom et al., 1998). La nourriture provenant de ces niveaux est abondamment consommée par les Inuits, qui se retrouvent ainsi plus exposés aux organochlorés et ont des fardeaux corporels plus élevés (Sandau et al., 2000).

Comparativement aux autres groupes d'aliments de l'Arctique, la banque de données portant sur les organochlorés et les métaux lourds est plus importante en ce qui concerne les mammifères marins (Muir et al., 1992a). Ceci est dû à l'importance qu'ils occupent dans l'alimentation des Inuits. Il est important de considérer l'effet de l'âge et du sexe de l'animal sur les concentrations de contaminants chez les mammifères marins lorsqu'il y a analyse de variations géographiques et temporelles.

### **2.7.1 Le phoque**

Des études passées ont indiqué que l'âge et le sexe étaient des variables corrélées avec la concentration d'organochlorés chez les phoques annelés (Muir et al., 2000). Les concentrations de BPC et de chlordane augmentent avec l'âge chez les phoques, peu importe leur sexe (Fisk et al., 2002c). Chez les phoques d'âge similaires, les concentrations d'organochlorés étaient généralement plus élevées chez les mâles que

chez les femelles, sauf lorsque les phoques étaient très jeunes, peu de différences étant alors observées. Des corrélations positives entre les concentrations d'organochlorés et l'âge ont été observées chez les phoques mâles, mais moins communément chez les femelles (Kostamo et al., 2000). La reproduction, l'accouchement et la lactation permettent aux femelles de réduire leur concentration corporelle. Toutefois, il n'y a pas de différence de concentrations de BPC entre les sexes chez les phoques annelés de Svalbard, probablement parce que les femelles continuent à se nourrir durant la lactation (Wolkets et al., 1998). Pour la plupart des composés et sur la plupart des sites, les concentrations sont plus élevées à mesure que l'âge augmente chez les mâles (Stern et al., 2005).

Le type de nourriture consommée par les phoques peut aussi être un facteur déterminant dans la concentration d'organochlorés chez ces animaux. Par exemple, des phoques qui s'alimentent de poisson ou de zooplancton n'ont pas les mêmes concentrations de BPC (Muir and Norstrom, 2000).

#### *2.7.1.1 Tendances spatiales et temporelles des organochlorés*

Des études passées ont démontré que les concentrations d'organochlorés étaient plus élevées chez les phoques annelés canadiens que chez ceux de l'Alaska, mais qu'elles étaient plus faibles que chez ceux de l'Arctique européen (Muir et al., 2000c). Des variations géographiques ont été notées pour les organochlorés chez les phoques annelés dans l'Arctique canadien, mais la magnitude est petite et généralement inférieure à un facteur de 2 : les concentrations d'organochlorés mesurées sur un emplacement ne sont jamais plus du double ou moins de la moitié des concentrations mesurées sur un autre emplacement (Muir et al., 1999b). Pour la plupart des organochlorés, les concentrations les plus faibles sont observées chez les phoques de l'archipel arctique de l'ouest et du centre. Ce constat s'avère pour la concentration de BPC chez les femelles (RECAC, 2003). Les femelles étaient sélectionnées parce que leurs concentrations d'organochlorés ne sont pas fortement affectées par l'âge. Les phoques de Holman ont des concentrations de BPC et d'organochlorés entre les niveaux de ceux vivant dans les mers de Beaufort et de ceux plus à l'est (Muir et al., 1999b). Des différences plus petites quant aux concentrations moyennes de BPC chez les phoques annelés ont été enregistrées sur sept

sites au Nunavik et au Labrador en 1998 et en 1999. Les BPC étaient les organochlorés les plus importants et des valeurs allant de 572 à 1042 ng/g ont été mesurées chez les mâles et des valeurs allant de 512 à 730 ng/g chez les femelles (Muir et al., 2000b).

#### *2.7.1.2 Tendances spatiales et temporelles du mercure*

Riget et al. (2004) ont mesuré les niveaux de mercure hépatique et rénal chez des phoques annelés de quelques régions canadiennes. Les concentrations de mercure étaient les plus élevées à GriseFiord (Nunavut) ainsi qu'à Sachs Harbour et Holman (Territoires du Nord-Ouest). Ces trois sites étaient visés par une étude des tendances spatiales à l'intérieur du Canada, incluant les phoques annelés du Labrador, du Nunavik et du Nunavut. Les échantillons ont été prélevés de 1998 à 2000. Pour examiner les tendances spatiales, un sous-groupe de phoques du même âge a été sélectionné. Il y avait peu de différences significatives d'un emplacement à un autre. Toutefois, les concentrations de mercure hépatique étaient significativement plus faibles à Resolute (Nunavut) qu'à la Baie d'Ungava et à Hudson Strait. Les concentrations rénales étaient plus faibles à Hudson Strait et au Labrador lorsque comparées à celles de Pond Inlet (Nunavut) et Resolute (Muir et al., 2001).

Une collecte d'échantillons de tissus de phoques annelés entre 1998 et 2001 faite sur les mêmes emplacements que ceux échantillonnés dans les années 70, 80 et 90, a permis d'établir des tendances temporelles quant à la teneur en mercure chez ces animaux. La banque de données la plus complète provenait de Holman aux Territoires du Nord-Ouest (ouest de l'Arctique). Les concentrations de mercure variaient significativement sur une période de trente ans. Par exemple, de plus grandes concentrations étaient trouvées entre 1974 et 1977 qu'entre 1993 et 1996, tandis que les niveaux en 2001 étaient plus élevés qu'en 1993 (Wagemann et al., 1996; Muir et al., 2002). Des résultats de variations temporelles dans le foie du phoque annelé pour d'autres emplacements de l'est de l'Arctique sont aussi disponibles. Il y a eu une augmentation significative du niveau de mercure à Pond Inlet lorsque les niveaux de 1976 sont comparés à ceux de 2000. Il n'y a pas eu de tendance temporelle significative à Resolute, Hudson Strait et à Ungava (Wagemann et al., 1996; Muir et al., 2000a; 2002). La variation d'année en année à Holman et Ungava suggère que les niveaux de mercure dans le foie du phoque pourraient

être attribuables à des changements dans l'alimentation de ces animaux. De façon générale, il n'y a pas de tendance claire temporelle du mercure chez cette espèce (Muir et al., 2005).

### **2.7.2 Le béluga**

Des études sur le béluga ont démontré une relation significative entre les concentrations d'organochlorés et l'âge, particulièrement chez les bélugas mâles. Une analyse de l'âge des bélugas échantillonnés depuis 1980 par Harwood et al. (2000) a démontré que le béluga dans l'Arctique canadien de l'ouest est en moyenne plus âgé que celui de l'est. La mesure de l'âge est une variable importante à considérer étant donné l'augmentation de la concentration de plusieurs composés avec l'âge chez le béluga mâle (Stern et al., 1994). Un autre facteur à considérer est la variabilité saisonnière et régionale de l'alimentation, source de contaminants pour le béluga. Le béluga se nourrit d'une variété de poissons benthiques et pélagiques et d'invertébrés dont les proportions varient selon l'âge du béluga (Stern et al., 2005).

#### *2.7.2.1 Tendances spatiales et temporelles des organochlorés*

Une étude (Stern et al., 2005) a analysé la quantité de pesticides organochlorés et de BPC dans le lard de bélugas et de baleines blanches échantillonnés dans quinze sites de l'Arctique canadien entre 1993 et 2001. L'objectif de cette étude était de définir et d'interpréter les distributions spatiales de contaminants majeurs en fonction de leurs sources et de leur transport. Les concentrations de chlordane ainsi que celles de tous les autres organochlorés étudiés à l'exception de l'endosulfane, étaient significativement plus élevées chez les mâles que chez les femelles dans les régions où il y a eu collecte d'animaux des deux sexes dans l'est de l'Arctique. Les différences sont attribuées aux pertes des femelles, qui surviennent durant le développement fœtal et la lactation. Des concentrations plus élevées chez les mâles que chez les femelles ont aussi été rapportées en Alaska (Krahn et al., 1999) et au Groenland (Stern et al., 1994). Ces observations ont aussi été attribuées à la lactation.

Stern et Addison (1999) ont mesuré les tendances temporelles de certains organochlorés dans le lard de bélugas échantillonnés à Cumberland Sound (Sud-est de l'île de Baffin)

entre 1982 et 2002. Les concentrations de l'oxychlordane, un métabolite du chlordane, n'ont pas changé de façon significative de 1982 à 1996. Il y a eu toutefois un déclin de 38% de 1982 à 1996 (Stern and Ikomonou, 2003). Il n'y a aucune tendance temporelle claire pour les concentrations de toxaphène entre 1982 et 1996, mais des mesures plus récentes indiquent une baisse de 40% entre 1996 et 2002 (Stern and Ikomonou, 2003). D'après les mêmes auteurs, il n'y a aucun déclin significatif entre 1982 et 2002.

#### *2.7.2.2 Tendances spatiales et temporelles du mercure*

Il n'y a pas d'études qui établissent des tendances spatiales et temporelles pour les concentrations de mercure chez le béluga.

### **2.7.3 Le morse**

#### *2.7.3.1 Tendances spatiales et temporelles des organochlorés*

Comparativement aux phoques et aux bélugas, il y a relativement peu de données portant sur les concentrations d'organochlorés chez le morse. Une étude ayant comparé les plus anciens niveaux de concentration d'organochlorés pour la Baie d'Hudson avec les plus récents a trouvé ces derniers plus faibles (Muir et al., 2000a). Toutefois ceci peut être dû au fait que les études plus anciennes échantillonnaient des morses qui consommaient des phoques, en l'occurrence des animaux de niveaux trophiques supérieurs (Muir et al., 1995).

#### *2.7.3.2 Tendances spatiales et temporelles du mercure*

Il n'y a pas d'études qui établissent des tendances spatiales et temporelles pour les concentrations de mercure chez le morse.

### **2.7.4 Le narval**

#### *2.7.4.1 Tendances spatiales et temporelles des organochlorés*

Les narvals ont reçu moins d'attention en termes d'études sur les contaminants que le béluga dans l'Arctique canadien. D'après une étude de Stern (2001), les concentrations de BPC et de chlordane étaient plus élevées chez les mâles de Pond Inlet que chez ceux de Broughton Island et de GriseFiord. Les tendances étaient similaires pour le toxaphène. Les concentrations de BPC à Pond Inlet étaient similaires à celles rapportées juste à

l'ouest du Groenland, mais étaient la moitié de celles rapportées à Svalbard (Wolkers et al., 2002).

Pour ce qui est des tendances temporelles des organochlorés, des comparaisons ont été faites entre 1982 et 1999 (Muir et al., 1992b; Stern, 2001). Il n'y a pas de changements majeurs dans les concentrations de BPC, de chlordane et de toxaphène.

#### *2.7.4.2 Tendances spatiales et temporelles du mercure*

Il n'y a pas d'études qui établissent des tendances spatiales et temporelles pour les concentrations de mercure chez le narval.

### **2.7.5 L'Omble chevalier**

Muir et al (1999) ont fait une synthèse des tendances temporelles et spatiales des contaminants dans l'Arctique. Les espèces *Salvelinus* (truite de lac, omble chevalier), qui sont répandues partout dans l'Arctique canadien, ont été analysées quant à leur contenu en organochlorés. Il y a une grande variation spatiale dans les concentrations de toxaphène et de BPC chez l'omble chevalier de mer et l'omble chevalier d'eau douce dans les Territoires du Nord-Ouest. Les poissons d'eau douce représentent une importante source de nourriture dans plusieurs communautés du Nunavut (RECAC2, 2003). La consommation de poissons d'eau douce est normalement limitée au Yukon, à l'ouest des Territoires du Nord-Ouest et au Nord du Québec, mais l'omble chevalier d'eau douce est disponible dans quelques communautés du Nunavut (RECAC2, 2003).

#### *2.7.5.1 Tendances spatiales et temporelles des organochlorés*

Des niveaux faibles d'organochlorés ont été mesurés dans la chair de l'omble chevalier au Labrador et au Nunavik. Les BPC étaient les contaminants les plus abondants avec des mesures allant de 10 (Kangiqtujuac) à 31 ng/g poids frais (Nain). Il n'y avait pas de différences significatives dans les concentrations de BPC d'un emplacement à un autre (Muir et al., 2000a).

Une étude de Muir et al. (2001a) a mesuré les niveaux d'organochlorés chez les ombles chevaliers échantillonnés au lac de Resolute, de Char et d'Amituk entre 1997 et 2001. Les concentrations de BPC étaient supérieures à celles des autres organochlorés. Il n'y a

pas de différence significative dans les concentrations moyennes de BPC trouvées entre 1997 et 2001 au Lac de Resolute. Les concentrations de BPC dans les échantillons du lac de Char étaient plus faibles en 2000 qu'en 1999, et beaucoup plus faibles qu'en 1993. L'échantillon était toutefois très faible (n=4) et des poissons piscivores ont pu être sélectionnés en 1993. Au Lac Amituk, les concentrations de BPC de 1993 étaient similaires à celles de 2001.

#### *2.7.5.2 Tendances spatiales et temporelles du mercure*

Depuis 1970, des efforts substantiels sont faits pour analyser le niveau de mercure dans les espèces de poissons commerciales. La vente de ces poissons est restreinte au Canada si les niveaux excèdent 0,5 µg/g (Health and Welfare Canada, 1979). Des concentrations uniformément faibles de mercure sont retrouvées chez l'omble chevalier de mer. Quelques ombles chevaliers d'eau douce présentent des concentrations élevées. Les concentrations de mercure de l'omble chevalier ont été mesurées dans des lacs de Cornwallis Island (Muir and Lockhart, 1993). Dans deux lacs elles excédaient les seuils prévus par les directives pour les pêcheurs de subsistance qui consomment le plus de poissons (0,2 µg/g) (Health and Welfare Canada, 1978, 1984), mais étaient en-dessous de 0,5 µg/g. Plusieurs des données portant sur les tendances temporelles pour les contaminants dans les biotes de l'Arctique sont confondues par des changements de méthodologie analytique et par la variabilité due à l'âge, à la taille et aux changements alimentaires. Des données limitées sur les tendances temporelles des concentrations de mercure chez les poissons d'eau douce comme de mer dans les Territoires du Nord-Ouest laissent penser qu'il n'y a pas d'augmentation du mercure sur une période de 20 ans. Cette conclusion s'appuie sur l'étude d'un nombre limité d'ombles chevaliers issus d'un grand nombre de lacs de la région de Kivalik et de Baffin. Ces résultats contredisent les observations portant sur les mammifères marins ou sur les sédiments des lacs (Muir et al., 1999). Les informations quant à la variation temporelle des concentrations de mercure sont importantes, parce qu'il y a observation de niveaux qui augmentent chez le béluga et le phoque annelé (Muir et al., 1999).

L'omble chevalier d'eau douce a été échantillonné pendant quelques années dans des lacs situés près de la communauté de Resolute afin d'examiner les tendances temporelles des

concentrations de métaux (Muir et al., 2000b; 2001a). Il n'y a pas eu de changements significatifs dans les concentrations de mercure au lac de Resolute durant une période de neuf ans entre 1992 et 2001, quoique les concentrations moyennes des échantillons de 2000-2001 étaient 20% plus faibles que celles des échantillons de 1993 et de 1997. Au lac Char, un lac près du lac de Resolute, les concentrations de mercure qui ont été mesurées en 2000 sont plus élevées que celles qui ont été mesurées en 1999. Il est à noter que les poissons collectés en 2000 étaient plus longs et plus lourds et se nourrissaient possiblement d'animaux de niveaux trophiques supérieurs.

D'après une étude menée en 2005 et réalisée d'après des données obtenues à partir de 7974 poissons provenant de sites distribués entre le Yukon et le Labrador (Lockhart et al., 2005), il y a une variation géographique et temporelle quant à la concentration de mercure pour plusieurs espèces de poisson de lacs. Cette étude consistait en une revue de plusieurs études. Les espèces étudiées, consommées par les humains, étaient donc d'un grand intérêt. Il s'agissait de la truite de lac, du hareng, du brochet, de la perche, de la lotte et de l'omble chevalier. Des variations temporelles ont été identifiées quelquefois sur des emplacements échantillonnés à plus d'une occasion. Les différences de valeurs mesurées entre les collectes récentes et les collectes anciennes pouvaient aussi bien être négatives que positives, mais elles étaient trop petites pour être considérées significatives statistiquement. De façon générale, il n'y avait pas de tendance régionale cohérente, d'augmentation ou de diminution des niveaux de concentration dans le temps, quoique des différences frappantes entre deux échantillons cueillis à différents moments fussent quelque fois observées. La concentration de mercure dans les muscles de l'omble chevalier a été établie entre 1971 et 2002 pour 741 individus provenant de 55 emplacements (Territoires du Nord-Ouest: 6, Nunavut: 40, Québec: 6, Terre-Neuve/Labrador: 3). L'omble chevalier a toujours présenté des valeurs de mercure plus faible que son relatif taxonomique, la truite de lac. Ceci est probablement dû au fait que les ombles chevaliers de mer se nourrissent partiellement dans la mer. Le peu de fois où l'omble chevalier a présenté des valeurs plus élevées, ces valeurs provenaient de populations vivant apparemment exclusivement dans l'eau douce. De façon générale, les concentrations de mercure de l'omble chevalier sont faibles (0,115 µg/g) et n'atteignent

que le tiers de celles de la truite de lac. Une valeur de 0,1 µg/g partage les ombles chevaliers en deux groupes, les espèces de mer se situant en moyenne sous 0.1 µg/g ou les populations d'eau douce dépassant 0,1 µg/g. Les échantillons d'ombles chevaliers présentaient des concentrations moyennes en dessous de 0,2 µg/g dans les six emplacements des Territoires-du Nord Ouest et dans tous les sites du Québec et du Labrador. Au Nunavut, il y avait seulement deux sites où les moyennes dépassaient 0,2 µg/g. La plupart des échantillons provenaient de populations de mer.

## **2.8 NIVEAUX D'EXPOSITION AUX CONTAMINANTS CHEZ LES INUITS DE L'ARCTIQUE CANADIEN**

Il y a plusieurs bénéfices nutritionnels à consommer de la nourriture traditionnelle et ils doivent être pris en considération lorsqu'il s'agit d'évaluer les risques et d'élaborer des stratégies liées à la consommation de nourriture traditionnelle. Tout d'abord, celle-ci est plus concentrée en nutriments et comporte un plus grand nombre de nutriments essentiels que la nourriture de marché. De plus, la chasse et la préparation de cette nourriture s'avèrent un important aspect de la vie communautaire de ces peuples (Kuhnlein and Chan, 2000). Dans cette perspective, les niveaux d'exposition aux contaminants par la nourriture traditionnelle ont été mesurés à quelques reprises chez différentes communautés de l'Arctique et dans différentes régions.

Une étude sur les niveaux d'exposition aux organochlorés chez les femmes a comparé les niveaux d'une communauté inuit établie à Baffin (Qikiqtarjuaq) avec ceux de deux communautés Sahtú Dené/Métis dans l'Arctique de l'ouest (Kuhnlein et al., 1995). Ces dernières se nomment K'ásho Got'ine et K'áhbamit'úé. Les BPC, le toxaphène et le chlordane font partie des organochlorés dont l'apport a été mesuré. Il y avait une grande différence dans l'apport de contaminants organochlorés entre les Inuits de Baffin et les Dené/Métis. Il y avait également une variation marquée parmi les différents groupes d'âges pour les Dené/Métis, alors qu'aucun effet lié à l'âge n'était présent à Baffin. Il y a 50% des apports, d'après les rappels de 24 heures collectés chez les Inuits de Baffin, qui excédaient la DJA pour les composés du chlordane et le toxaphène. De plus, un pourcentage important d'apports dépassaient la DJA pour les BPC. Les Inuits de Baffin suivent un régime traditionnel présentant une proportion élevée de nourriture provenant

des mammifères marins situés en haut de la chaîne alimentaire. Ceci a pour résultat des apports en organochlorés plus élevés que pour les Sahtú Dené/Métis, dont le régime traditionnel est composé d'espèces terrestres et de poissons situés plus bas dans la chaîne alimentaire. Les apports en organochlorés chez les Inuits de Baffin étaient uniformément élevés parmi tous les groupes d'âge. Le toxaphène était l'organochloré le plus consommé. Les apports en chlordane (Tableau I) chez les 20-40 ans, les 41-60 ans et les plus de 60 ans étaient respectivement de  $0,45 \pm 0,89$ ;  $0,48 \pm 0,78$  et  $0,60 \pm 2,24$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour après avoir été convertis en kg pour un poids de 50 kg. Ces niveaux dépassaient tous la dose journalière admissible (DJA) de  $0,05$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour. Les apports en toxaphène (Tableau I) chez les 20-40 ans, les 41-60 ans et les plus de 60 ans étaient respectivement de  $0,97 \pm 2,14$ ;  $0,98 \pm 1,98$  et de  $1,24 \pm 4,74$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour et excédaient tous la DJA du toxaphène, qui est de  $0,2$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour. Les apports en BPC (Tableau I) chez les 20-40 ans et les 41-60 ans étaient de  $0,89 \pm 1,43$  et de  $0,97 \pm 1,36$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour, donc sous la DJA des BPC, qui est de  $1,0$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  pc/jour. Les 60 ans et plus excédaient cette recommandation avec une moyenne de  $1,06 \pm 3,32$   $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour. Les sources alimentaires qui contribuaient le plus à l'apport en contaminants chez les Inuits étaient la viande et le lard (gras sous-cutané) du phoque annelé, le lard du morse, le mattak et le lard du narval.

Une autre étude (Dewailly et al., 1996c) a mesuré les apports en contaminants chez les femmes inuits du Nunavik. Cette étude s'est appuyée sur des entrevues alimentaires réalisées en 1992. L'enquête de Kuhnlein et al. (1995) est comparable à celle-ci en termes de résultats, malgré les difficultés méthodologiques à comparer les deux études sur les apports en contaminants, l'étude de Dewailly et al. (1996) ayant employé plusieurs méthodes d'enquête alimentaire. Dans certains cas, un seul rappel de 24 heures et un questionnaire de fréquence étaient administrés. Dans d'autres cas, plusieurs rappels de 24 heures étaient réalisés. Dans cette étude, 75% des femmes ont un apport en chlordane qui dépasse la DJA, 4% ont un apport en BPC qui dépasse la DJA et 37% ont un apport en mercure qui dépasse la DJA. Les différences possibles dans la proportion d'excès pour le chlordane et le mercure entre les Inuits du Nunavik et ceux de Baffin peuvent être dues aux différences alimentaires puisque un groupe consommait plus de béluga et l'autre

groupe consommait plus de morse et de narval (Kinloch et al; 1992; Dewailly et al; 1996c).

Une étude s'est penchée sur les distributions de sept organochlorés à Qikiqtarjuaq (Broughton Island), où une communauté a été sélectionnée en raison de son apport élevé en nourriture traditionnelle (Kuhnlein et al., 2001). Cet apport élevé a pu être constaté quelques années auparavant dans la même communauté (Kuhnlein et al., 1995). Les niveaux moyens de contaminants excédaient la DJA pour les organochlorés que sont le chlordane, les BPC et le toxaphène, tandis que les apports médians excédaient la DJA seulement pour le toxaphène. Les niveaux de concentrations pour le chlordane, les BPC et le toxaphène sont présentés dans le Tableau I. Lorsqu'on compare le niveau du 95<sup>e</sup> percentile à la DJA, on constate un résultat excédant la DJA de 100 fois pour le chlordane et le toxaphène et un résultat excédant la DJA de 15 fois pour les BPC (Kuhnlein et al; 2000, 2001 a, b). Les niveaux de BPC étaient de 1,9 µg/kg poids corporel/jour alors que la DJA est de 1 µg/kg poids corporel/jour. À cause de sa persistance environnementale et de sa propension à être transporté dans l'atmosphère, le toxaphène est un contaminant préoccupant pour les populations de l'Arctique qui consomment de la nourriture traditionnelle. L'apport moyen mesuré à Qikiqtarjuaq en 1998 était de 3,34 µg/kg poids corporel/jour, ce qui excède la DJA de 0,2 µg/kg poids corporel/jour. Le chlordane a été identifié comme un contaminant préoccupant chez certaines communautés dans l'Arctique d'après les apports quotidiens estimés, qui dépassaient les limites recommandées. L'apport moyen en chlordane pour la communauté inuit à Qikiqtarjuaq en 1998 était estimé à 0,62 µg/kg poids corporel/jour, ce qui excède la DJA, qui est de 0,05 µg/kg poids corporel/jour. Les grands consommateurs de nourriture traditionnelle, c'est-à-dire ceux qui font partie du 95<sup>e</sup> percentile, ingéraient plus de 5 µg/kg poids corporel/jour (Kuhnlein et al., 2001).

Chan (1998) (Tableau I) a étudié la littérature disponible (littérature publiée, rapports gouvernementaux non publiés et données non publiées) pour obtenir des données sur des contaminants. Seules les données obtenues entre 1986 et 1996 ont été utilisées. Cette étude établissait respectivement des apports de 0,85 µg/ kg pc/jour et de 2,02 µg/ kg pc /jour pour le chlordane et le toxaphène en se fiant sur les apports alimentaires d'une

communauté inuit de Qikiqtarjuaq (Kuhnlein et al., 1995; Chan et al., 1995). Ces niveaux d'exposition excédaient respectivement la DJA (55kg) de 0,05 µg/kg pc/jour et de 0,2 µg/kg pc/jour pour le chlordane et le toxaphène. L'estimation de l'apport quotidien en BPC était de 1,38 µg/kg pc/jour selon les relevés alimentaires de Qikiqtarjuaq. Ce niveau d'exposition dépasse la DJA (55kg) de 1 µg/kg pc/jour.

D'après Chan (2002) (Tableau I), les apports moyens (en µg/kg/jour) des communautés inuits en chlordane et en toxaphène excédaient la DJA, tandis que d'après des données obtenues dans les années 90 ceux des autres premières nations ne l'excédaient pas. Les apports moyens en BPC de la population étudiée (Baffin, Inuvialuit, Kitikmeot, Kivalik et Labrador) étaient d'après cette étude de 0,4 µg/kg poids corporel/jour. Les apports moyens de chlordane étaient de 0,2 µg/kg poids corporel/jour et ceux du toxaphène étaient de 0,9 µg/kg poids corporel/jour. Parmi les cinq régions inuits, les communautés de Baffin, Kivalik et Inuvialuit excédaient la DJA pour le chlordane et le toxaphène. Lorsque les données sur l'apport en contaminants sont distribuées par groupe d'âge dans la région de Baffin, on constate que l'apport moyen dans tous les groupes d'âge excédait la DJA pour le toxaphène et que les trois groupes d'âge adulte excédaient la DJA pour le chlordane. Le niveau d'exposition augmente avec l'âge et est corrélé avec l'augmentation de l'apport en nourriture traditionnelle. Dans cette recherche, l'évaluation de l'apport en contaminants ne tient pas compte de la contribution apportée par la nourriture industrielle. Dans la région de Baffin, les parts de nourriture traditionnelle contribuant le plus à l'exposition au BPC et au chlordane sont le lard du narval, du morse et du béluga. Pour le toxaphène, les aliments les plus contributeurs sont le lard du béluga et du morse ainsi que la viande de phoque (Van Oostdam et al., 1999).

Plusieurs études menées chez des groupes autochtones de l'Arctique canadien ont fourni des données sur l'exposition au mercure. Les Inuits ont les apports les plus élevés et leur apport approche la DJA du mercure de 0,71 µg/kg pc/jour (WHO/FAO, 1996) alors que celui des premières nations du Yukon et des Territoires du Nord Ouest est bien en-dessous. La DJA du méthylmercure est de 0,47 µg/kg pc/jour.

L'exposition alimentaire au mercure a été évaluée dans la communauté de Qikiqtaaluk, pour représenter les Inuits de Baffin, durant l'année de 1987-1988 (Chan et al., 1995). Les résultats ont été présentés pour trois groupes différents, c'est-à-dire les femmes de plus de 20 ans, les hommes de plus de 20 ans et les enfants de 3-12 ans (Tableau II). Ces groupes ont été constitués en présumant qu'il n'y avait pas de différence significative d'apport chez les hommes et les femmes des trois groupes d'âge différents (20-40, 41-60 et plus de 60 ans). Les apports moyens en mercure étaient de  $122 \pm 155$  µg/jour pour le groupe des femmes, de  $166 \pm 177$  µg/jour pour les hommes et de  $66 \pm 75$  µg/jour pour les enfants. Ces mesures ont été faites seulement à partir de rappels de 24 heures qui établissaient la consommation de nourriture traditionnelle. Les médianes des apports en mercure étaient de 76, 110 et de 39 µg/jour. Les valeurs des apports ont ensuite été comparées aux valeurs canadiennes; les apports quotidiens en mercure pour tous les groupes étaient plus élevés que la moyenne canadienne. Il a ensuite été assumé que les poids corporels moyens chez les femmes, les hommes et les enfants étaient respectivement de 50, 65 et 20kg. Les probabilités de consommer de la nourriture traditionnelle étant établies, la moyenne de l'apport hebdomadaire en mercure a été établie et comparée au PTWI (Apport Provisionnel Tolérable Hebdomadaire) de 5,0 µg/kg poids corporel/semaine. Les apports hebdomadaires en mercure pour tous les groupes (6,6, 8,0 et 6,3 µg/kg poids corporel) excédaient le PTWI. Les apports en mercure quotidien étaient de 0,94, 1,14 et 0,9 µg/kg poids corporel après avoir divisé le PTWI par 7. Ces résultats indiquent des effets potentiels sur la santé causés par la consommation de mercure. Un apport quotidien de 3-7 µg/kg poids corporel de méthylmercure peut entraîner des effets sur le système nerveux tel que la paresthésie (WHO, 1990). Il y a environ 80% du mercure sous forme de méthylmercure. Les femmes, les hommes et les enfants avaient donc un apport quotidien en méthylmercure de 0,75; 0,91 et 1,5 µg/kg poids corporel respectivement. Le contributeur majoritaire au mercure était la viande de phoque annelé, qui contribuait pour 40% de l'apport. La viande et le foie du phoque annelé et le mattak du narval ont contribué respectivement pour 75%, 71% et 70% de l'apport en mercure pour les femmes, les hommes et les enfants.

D'après l'étude de Chan (1998) une communauté Inuit de Qikiqtarjuaq présentaient un apport moyen en mercure de 3,4 µg/kg poids corporel/jour pour un poids de 55 kg, ce qui excède la DJA (Tableau II).

Une étude a fait l'évaluation de l'exposition au mercure chez une communauté inuit de l'île de Baffin. Plus de 50% des résidents ont des niveaux d'exposition alimentaire dépassant la DJA pour le mercure (83% pour les hommes et 73% pour les femmes). Les grands consommateurs (95<sup>e</sup> percentile) ont des apports six fois plus élevés que la DJA (Chan et al., 1997).

L'équipe de Kuhnlein et al (2000) a mesuré les apports en contaminants dans les régions d'Inuvialuit, de Kitikmeot, de Kivalik, du Labrador et de Baffin. D'après cette étude, des aliments tels que la viande de caribou contribuaient significativement à l'exposition au mercure non pas à cause de la grande concentration, mais à cause de la grande quantité consommée. L'apport moyen en mercure était de 0,6 µg/kg pc/jour (Tableau II). L'exposition au mercure variait de façon marquée parmi les groupes inuits, comme c'était le cas pour les organochlorés. Les Inuits de Baffin avaient les niveaux d'exposition les plus élevés, puis suivaient ceux des régions de Kivalik et de Kitikmeot, et l'exposition augmentait avec l'âge.

D'après l'étude menée à Qikiqtarjuaq (Kuhnlein et al., 2000; 2001a; 2001b), l'apport moyen de la population inuit en mercure excédait la DJA. Il était de 1,6 µg/kg poids corporel/jour. Les consommateurs du 95<sup>e</sup> percentile excédaient la DJA de neuf fois avec un apport de 6,4 µg/kg poids corporel/jour (Tableau II).

Les niveaux d'exposition aux organochlorés et au mercure à Qikiqtarjuaq entre 1987 et 1988 et entre 1998 et 1999 ont été comparés. L'exposition au mercure est semblable dans les deux études, mais les niveaux d'organochlorés étaient plus élevés dans la seconde. Les sources majeures de mercure entre 1998 et 1999 étaient la viande de phoque annelé, le muktuk (peau et gras sous-cutané) du narval et la viande d'ours polaire. Entre 1987 et 1988, les sources majeures étaient les mêmes (Chan et al., 1995).

**Tableau I :** Niveaux d'exposition au BPC, chlordane et toxaphène en µg/kg poids corporel/jour chez les Inuits d'après quelques études.

Étude	Année d'échantillonnage	Région	BPC (DJA**=1,0)		Chlordane (DJA=0,05)		Toxaphène (DJA=0,2)	
				95 <sup>e</sup> percentile		95 <sup>e</sup> percentile		95 <sup>e</sup> percentile
Chan (2002)	2000	Labrador, Nunavut, Inuvialuit	0,4	1,7	0,2	0,5	0,9	2,2
Kuhnlein et al. (2001)	1998-1999	Qikiqtarjuaq	1,9	15,3	0,62	5	3,34	26,2
Chan (1998)	1998	Qikiqtarjuaq	1,38	-	0,85	-	2,02	-
Kuhnlein et al. (1995)	1987-1988	Qikiqtarjuaq	1,0*	-	0,55	-	1,13*	-
			20-40 a : 0,89 41-60 a : 0,97 60 a et + : 1,06		20-40 a : 0,34 41-60 a : 0,48 60 et + a : 0,60		20-40 a : 0,97 41-60 : 1,98 60 a et + : 1,24	

\* observant un poids moyen de 55 kg

\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996)

**Tableau II :** Niveaux d'exposition au mercure en µg/kg poids corporel/jour chez les Inuits d'après quelques études.

Étude	Année d'échantillonnage	Région	Hg (DJA**=0,71)	95 <sup>e</sup> percentile
Kuhnlein et al. (2000)	2000	Labrador, Nunavut, Inuvialuit	0,6	3,0
Kuhnlein et al. (2001)	1998-1999	Qikiqtarjuaq	1,6	6,4
Chan (1998)	1998	Qikiqtarjuaq	3,4*	-
Chan (1998)	1995	Qikiqtarjuaq	2,2*	-
Kuhnlein et al. (1995)	1987-1988	Qikiqtarjuaq	-	7,0
			Femmes 20 ans et + : 0,94 Hommes 20 ans et + : 1,14 Enfants 3-12 ans: 0,9	

\* observant un poids moyen de 55 kg

\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996)

## 2.9 ÉVALUATION DE LA DJA ET DE LA DJP

Les niveaux d'exposition aux contaminants sont comparés aux seuils recommandés par diverses instances gouvernementales. La DJA est établie en divisant le NSENO (niveau sans effet nocif observé) obtenu dans les études animales par un facteur de sécurité de 10 à 1000. La DJA définit un niveau d'exposition humaine qui est sans risque notable d'effets nocifs, selon la meilleure information disponible (RECAC1, 1997). Le facteur de sécurité doit tenir compte des différences spécifiques entre les animaux expérimentaux et les humains, de la présence d'individus hypersensibles dans la population et de l'absence d'études chroniques dans la population. Le facteur de sécurité est inversement proportionnel à la connaissance quant à la toxicité d'un produit chimique (c'est-à-dire 1000 pour le chlordane et le toxaphène et 10 pour les BPC). La plupart des études dans l'Arctique canadien celle-ci, excèdent la DJA par moins d'un facteur de 10, c'est-à-dire moins du NSENO. Les effets nocifs pour la santé ne sont donc pas certains (Kuhnlein et al., 1995).

Les concentrations de contaminants présents dans l'environnement (air, sol, eau) et dans les aliments consommés sont utilisées pour calculer les DJP. La DJP est l'exposition totale à l'ensemble des sources divisée par le poids corporel; elle est exprimée en doses par kilogramme de poids corporel par jour (RECAC1, 1997).

### 3. PROBLÉMATIQUE

Les niveaux d'exposition à certains organochlorés sont préoccupants chez les Inuits, ainsi que démontré par les travaux de Chan (2002) et ceux de Kuhnlein et al. (2000). La nourriture traditionnelle, particulièrement le poisson et la viande de mammifères marins, présentent des concentrations de mercure excédant le niveau recommandé canadien de 0,5 µg/g (Chan and Receveur, 2000). Certains Inuits remettent en question la sécurité et la qualité des aliments traditionnels alors que ceux-ci ont une valeur nutritive exceptionnelle (RECAC, 2003). Le RECAC (Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien) (2003) a établi qu'il n'était pas clair si les niveaux d'exposition aux contaminants allaient diminuer ou augmenter. Dans cette optique, la surveillance des apports en contaminants consommés chez les Inuits doit se poursuivre.

Cette recherche s'inscrit dans un projet global de lutte contre les contaminants environnementaux supervisé par le NCP (Northern Contaminants Program). Les contaminants peuvent présenter un risque pour la santé des populations autochtones et celles-ci doivent en être informées afin de prendre des décisions éclairées. Le projet principal du NCP s'intitule: "Estimation of the dietary contaminant exposure in Nunavut and Inuvialuit : An update". La présente étude contribue à atteindre quelques-uns des objectifs de ce projet. Elle a pour but de colliger de nouveaux niveaux d'exposition à certains contaminants chez les Inuits de la région du Nunavut, du Labrador et de la région d'Inuvialuit. Les contaminants organochlorés étudiés sont les suivants : toxaphène, chlordanes et BPC. Le seul métal lourd étudié est le mercure. Seuls ces contaminants seront étudiés, car ils dépassent plus souvent la DJA, la dose journalière admissible, chez les Inuits (RECAC, 2003).

Cette étude vise plus particulièrement à estimer des niveaux d'exposition aux contaminants par la consommation de nourriture traditionnelle en s'appuyant sur de nouvelles données de concentration des contaminants recueillies par des chercheurs du NCP, en l'occurrence Dr Stern, Dr Evans et Dr Muir (Stern et al., 2005; Lockhart et al., 2005), pour les comparer avec les niveaux estimés précédemment (Kuhnlein et al., 2000).

Il peut être difficile de déterminer avec certitude les niveaux d'exposition aux contaminants des populations concernées. L'incertitude associée à ces niveaux est tributaire de sources de variations multiples, parmi lesquelles les différentes méthodes liées à la mesure de l'apport alimentaire et des niveaux de contaminants sont particulièrement importantes. Dans cette perspective, il est indispensable d'évaluer la part de ces sources de variation dans les estimés afin d'évaluer la valeur de ceux-ci. Pour ce faire, différentes méthodes de cueillette de données alimentaires seront comparées, en l'occurrence le rappel de 24 heures, un questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec ceux du rappel de 24 heures, et un questionnaire de fréquence total. Les estimés d'exposition issus de la banque de contaminants mise à jour grâce aux nouvelles données seront ensuite comparés à ceux issus de la banque de contaminants de CINE (Kuhnlein et al., 2000) et ceux issus de la banque de Chan (1998).

Les questions de recherche sont les suivantes :

- 1) Comment se comparent les nouveaux niveaux d'exposition aux contaminants par rapport aux niveaux les plus récents présentés entre autres dans les articles suivants (Kuhnlein et al., 1995; Kuhnlein et Receveur, 1996; Kuhnlein et al., 2000)?
- 2) Quelles sont les contributions respectives de la variation associée d'une part aux mesures sur la concentration des contaminants et d'autre part aux estimés des apports alimentaires dans les calculs d'exposition?
- 3) Est-ce que les nouvelles données sur les concentrations des contaminants mesurées dans les échantillons de nourriture traditionnelle sont suffisantes pour permettre une telle estimation et une telle comparaison?
- 4) Doit-on recommander la cueillette d'échantillons additionnels?

## **4. MÉTHODOLOGIE**

Cette étude est donc une analyse secondaire de données, car les données sur les contaminants qui seront utilisées aux fins de cette recherche existent déjà et proviennent de banques de données fournies par des chercheurs qui travaillent en collaboration avec le Northern Contaminant Program. Ces données n'ont jamais servi dans le cadre d'une estimation de l'exposition alimentaire aux contaminants. Cette recherche a été approuvée par le CERFM (Comité d'éthique sur la recherche chez les êtres humains de la Faculté de Médecine) de l'Université de Montréal.

### **4.1 DESCRIPTIONS DES DONNÉES SUR LES APPORTS ALIMENTAIRES**

#### **4.1.1 Données de base**

La présente étude, qui porte sur la mise à jour des niveaux d'exposition aux contaminants dans l'Arctique Canadien chez les Inuits et sur les sources de variation de ceux-ci, se base sur les rappels de 24 heures et les questionnaires de fréquence de l'étude de Kuhnlein et al. (2000).

Dans le cadre de recherches sur les bénéfices et les risques associés à l'alimentation traditionnelle chez les Inuits, des ateliers régionaux de travail ont eu lieu en 1997 et en 1998 dans chaque région participante. Il y avait 5 régions participantes. Les communautés participantes ont été choisies à cette occasion et les méthodes de recherche discutées. Chaque atelier de travail identifiait l'étendue de la nourriture traditionnelle consommée chaque saison par les communautés de chacune des régions. Par la suite, 10% des foyers ou 25 foyers de chaque communauté, (le plus grand des deux nombres était retenu) ont été sélectionnés aléatoirement pour répondre à des entrevues. Les périodes d'entrevue se sont étendues d'octobre à décembre et de janvier à avril, et les entrevues ont été menées par du personnel de recherche engagé et formé par CINE (Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment in Northern Canada) (Kuhnlein et al., 2000). Les instruments d'enquêtes comportaient entre autres des rappels de 24 heures et des questionnaires de fréquence visant à déterminer l'apport alimentaire chez chaque individu. En tout, 1929 entrevues ont été complétées en provenance de 18 communautés différentes. Les niveaux de participation moyens des

individus dans les foyers sélectionnés ont été de 77% pour la région d'Inuvialuit, de 73% pour la région de Kitikmeot, de 78% pour la région de Kivalliq, de 81% pour la région de Baffin et de 75% pour la région du Labrador. Lors de l'administration du questionnaire de fréquence, les répondants ont indiqué la fréquence de consommation de plus de 120 types d'aliments traditionnels, en excluant les parties d'animaux ou de plantes consommés durant les trois mois précédant l'entrevue. La liste des types d'aliments a été établie d'après un consensus des représentants des communautés suite à des discussions lors des ateliers qui avaient eu lieu précédemment. Si le répondant indiquait l'usage d'un aliment particulier, l'enquêteur demandait la fréquence d'utilisation. Les choix suivants étaient offerts : (1) moins d'une fois par semaine, (2) combien de jours par semaine, (3) combien de jours durant les trois derniers mois. Dans le cas où un type d'aliment était consommé, des questions spécifiques étaient posées sur la consommation de différentes parties et modes de préparation (Annexe 1). Un rappel de 24 heures a aussi été administré à chaque répondant après le questionnaire de fréquence. Le répondant devait se rappeler en détail les types et les quantités de nourriture consommée la journée avant la visite. Des bols disponibles localement, des tasses et des cuillères ont été employés pour faciliter l'estimation des portions. Le projet avait été approuvé par le *McGill University Human Ethics Committee* et le *CINE Governing Board*.

#### **4.1.2 Variables alimentaires dérivées**

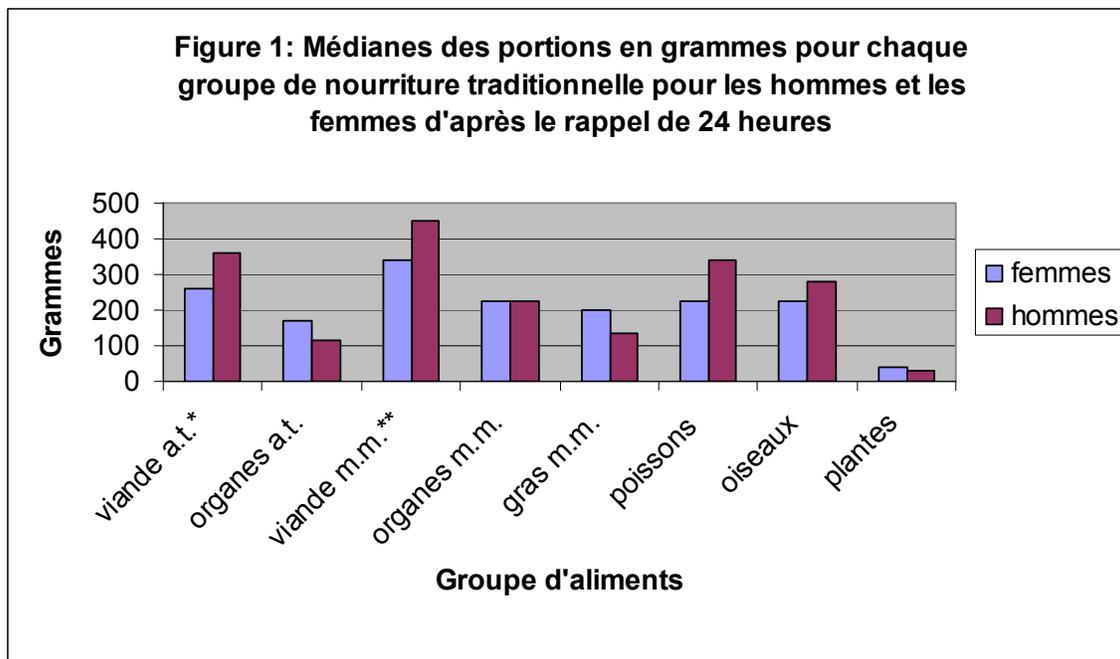
L'apport alimentaire est mesuré dans cette étude d'après les rappels de 24 heures et le questionnaire de fréquence. Ces deux méthodes évaluent les aliments consommés en fonction de groupe d'aliments inspirés par Chan (1998) ainsi que par Batal et al. (2005). L'apport alimentaire moyen (grammes/jour) est ainsi calculé par groupe d'aliments pour les deux méthodes de collecte de données.

Afin de quantifier en grammes/jour les fréquences obtenues dans le questionnaire de fréquence alimentaire, la médiane d'une portion consommée a été calculée pour 8 groupes d'aliments, chez les hommes comme chez les femmes, à partir des données alimentaires du rappel de 24 heures. Étant donné qu'il n'y a pas de données disponibles pour tous les aliments identifiés dans le questionnaire de fréquence, les apports médians quotidiens ont été calculés par groupe d'aliments traditionnels plutôt que pour chaque

aliment. Tous les aliments faisant partie du même groupe présentaient alors le même apport médian. Ce calcul a permis par la suite de comparer les apports alimentaires d'une méthode à une autre. Cette comparaison permet d'évaluer la variation d'une méthode de cueillette de donnée à une autre ainsi que la variation propre à chacune de ces méthodes.

Les groupes alimentaires qui ont été sélectionnés sont les suivants : 1) viande d'animaux terrestres, 2) organes d'animaux terrestres, 3) viande de mammifères marins, 4) organes de mammifères marins, 5) gras de mammifères marins, 6) oiseaux, 7) poissons et 8) plantes. Ces groupes ont été constitués d'après l'étude de Chan (1998).

D'après la Figure 1, une portion quotidienne typique de viande d'animaux terrestres est de 262 g (grammes) chez les femmes et de 358 g chez les hommes. Une portion quotidienne typique d'organes d'animaux terrestres est de 169 g chez les femmes et de 113 g chez les hommes. Une portion typique de viande de mammifères marins est de 338 g chez les femmes et de 450 g chez les hommes. Les femmes et les hommes consomment la même quantité d'organes de mammifères marins, c'est-à-dire 225 g. Une portion typique de gras de mammifères marins est de 200 g chez les femmes et de 134 g chez les hommes. Les femmes consomment typiquement 225 g d'oiseaux par jour et les hommes, 281 g. Les plantes sont plus consommées par les femmes, chez lesquelles une portion typique est de 40 g tandis qu'elle est de 30 g chez les hommes. Les femmes consomment typiquement 225 g de poisson par jour et les hommes, 338g.



\* a.t. : animaux terrestres

\*\* m.m. : mammifères marins

Pour obtenir l'apport quotidien par groupe d'aliments pour le questionnaire de fréquence, les huit médianes issues du rappel de 24 heures obtenues pour les hommes et les huit pour les femmes ont été jumelées aux fréquences des aliments du questionnaire de fréquence afin d'obtenir le nombre de grammes consommés pour chaque aliment sur une période de 90 jours (trois mois). L'apport en grammes/jour a été obtenu en divisant par 90. La consommation alimentaire quotidienne d'un groupe de nourriture traditionnelle chez les hommes et chez les femmes évaluée d'après le questionnaire de fréquence total (QFT) a pu par la suite être comparée à celle mesurée d'après le rappel de 24 heures pour évaluer s'il y a une différence, et en évaluer l'ampleur le cas échéant.

Étant donné que la liste des aliments du QFT est plus grande que celle établie par le rappel de 24 heures, la consommation quotidienne de nourriture traditionnelle pour les huit groupes alimentaires suggérés a aussi été calculée seulement pour les aliments du questionnaire de fréquence qui sont communs à ceux du rappel de 24 heures, de façon à permettre une comparaison de l'apport alimentaire à partir des mêmes aliments. Il s'agit alors d'une évaluation à partir d'un questionnaire de fréquence restreint (QFR).

## 4.2 DESCRIPTION DES DONNÉES SUR LES CONTAMINANTS

### 4.2.1 Données de base

Les données sont contenues dans 3 fichiers : CHAN98, CINE2000, CINE2007

CHAN98 : Les données sur les contaminants de la banque de Chan (1998) provenaient de 81 espèces de mammifères marins, de mammifères terrestres, d'oiseaux, de poissons et de plantes échantillonnées dans 5 régions géographiques. Les données ont été groupées selon 7 groupes de nourriture traditionnelle incluant : la viande de mammifères marins, le lard de mammifères marins, la viande de mammifères terrestres, les organes de mammifères terrestres, les poissons, les oiseaux et les plantes. Le lard de mammifères marins a été identifié comme groupe distinct d'aliment à cause de sa concentration relativement élevée en organochlorés. La plupart des données disponibles pour les poissons et les mammifères marins ont été produites entre 1986 et 1996 par le département des Pêcheries et Océans; celles pour les oiseaux l'ont été par le Service de la faune sauvage canadienne (Chan, 1998).

CINE2000 : Ces données correspondent à tous les aliments rapportés consommés dans le rappel de 24 h (Kuhnlein et al., 2000).

CINE2007 : De nouvelles données sur les contaminants (BPC, toxaphène, chlordane et mercure) pour plusieurs espèces de nourriture traditionnelles, qui n'étaient pas accessibles auparavant à l'équipe de Kuhnlein et al. (2000), ont été recueillies. Ces données proviennent de différentes sources (Stern, 2006; Muir and Evans, 2006). Il s'agit d'échantillons biologiques qui ont été prélevés par le ministère canadien des Pêches et Océans et fournis par Dr Chan. Ces données ont été prélevées entre 1986 et 2006 essentiellement à partir de différentes espèces de poissons, de mammifères terrestres et de mammifères marins consommés par les Inuits du Nunavut, du Labrador et d'Inuvialuit.

Les données de Stern portent sur les concentrations de chlordane, de toxaphène et de BPC chez 221 bélugas échantillonnés entre 1992 et 2005 dans 8 communautés différentes (Sanikiluaq, Arviat, Husky Lakes, Hendrickson Lake, Repulse Bay, Igloodik, Iqaluit et Pangnirtung). Les données pour le morse (lard) et pour le narval (lard) proviennent aussi de

Stern et ont été recueillies respectivement entre 1992 et 2004 et entre 1987 et 2004. Les données du lard du morse concernent 33 animaux provenant de 2 communautés différentes dans l'Arctique (Hall Beach and Igloodik). Les données du lard du narval concernent 77 animaux de 4 communautés différentes (Arctic Bay, Pond Inlet, Grise Fiord and Clyde River).

Les données pour les concentrations de BPC, de chlordanes, de toxaphène et de mercure chez l'omble chevalier proviennent de Dr Evans et ont été recueillies au Nunavut en 2006. Elles concernent 6 animaux.

De nouvelles données pour les concentrations de quelques organochlorés (chlordanes, toxaphène et BPC) et pour le mercure chez le phoque annelé (lard et foie) ont été fournies par Dr Muir. Les données pour le mercure ont été recueillies entre 2001 et 2006 dans 12 communautés de l'Arctique (Arctic Bay, Arviat, Gjoa Haven, Nain, Pond Inlet, Qikiqtarjuaq, Resolute Bay, Sachs Harbour, Pangnirtung, Holman, Grise Fiord and Inukjuak) et provenaient de 324 animaux. Les données pour les organochlorés ont été collectées entre 2001 et 2004 et concernent 86 animaux provenant de 11 communautés (Arctic Bay, Gjoa Haven, Arviat, Resolute Bay, Sachs Harbour, Nain, Qikiqtarjuaq, Grise Fiord, Inukjuak, Holman and Pangnirtung).

La moyenne pondérée ( $\mu\text{g/g}$  poids frais), l'écart type pondéré et les intervalles de confiance des niveaux de contaminants ont été calculés pour chaque type de nourriture traditionnelle présenté ci-haut dont de nouveaux échantillons sont disponibles.

De nouvelles données relatives à la concentration de mercure dans la chair du phoque annelé n'étaient pas disponibles, or cette partie de l'animal constitue un pourcentage important de l'apport du mercure consommé chez les Inuits (Kuhnlein et al., 2000). Un ratio de 0,03 a donc été employé pour déterminer la concentration de mercure dans la chair du phoque annelé à partir des niveaux de mercure retrouvés dans le foie des nouveaux spécimens. Ce ratio est emprunté à la littérature (Campbell et al., 2005). Il est le résultat de la concentration moyenne de mercure dans le foie divisée par la concentration moyenne du mercure dans le muscle de l'animal. Tous les échantillons

discutés dans cet article ont été recueillis à Northwater Polynya, dans la Baie de Baffin, en 1998.

#### **4.2.2 Variables dérivées pour l'exposition aux contaminants**

Des niveaux d'exposition quotidiens en contaminants ont été calculés en multipliant les apports moyens de nourriture traditionnelle (g/j) issus des rappels de 24 heures, des QFT et QFR chez les hommes et les femmes par les niveaux de concentration de contaminants respectifs ( $\mu\text{g/g}$  poids frais) issus des 3 banques de données sur les contaminants (CHAN98, CINE2000 et CINE2007). Les résultats sont aussi exprimés en  $\mu\text{g/kg}$  poids corporel/jour en utilisant les poids corporels rapportés ou mesurés dans l'étude de Kuhnlein et al. (2000). Ces niveaux d'exposition ont été calculés pour la population totale des Inuits de même que pour chaque région.

### **4.3 PLAN D'ANALYSE**

#### **4.3.1 Variation des apports alimentaires**

La variation attribuable à la méthode employée pour déterminer l'apport alimentaire a été évaluée en comparant les estimés des apports alimentaires calculés à l'aide du rappel de 24 heures (R24) à ceux obtenus à partir du questionnaire de fréquence total (QFT) ainsi qu'à ceux obtenus à partir du questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR). Des coefficients de corrélations pour huit groupes d'aliments ont été calculés entre les apports alimentaires et les coefficients de variation de ceux-ci pour les trois méthodes de cueillette de données alimentaires (R24, QFR et QFT).

#### **4.3.2 Variation des estimés d'exposition en rapport aux banques de données de contaminants**

Afin d'évaluer la dispersion relative des estimés calculés à partir des banques de Chan (1998) et de CINE (2000, 2007), des estimés d'exposition furent générés en utilisant ces 3 banques de données et les rappels de 24h. Les coefficients de variation (%) de ceux-ci sont calculés. La variation (%) des estimés d'exposition moyenne d'une banque de

contaminants à l'autre est ensuite comparée (CINE2007/CINE2000; CINE2007/CHAN 98; CINE 2000/CHAN98).

### **4.3.3 Variation des estimés d'exposition en rapport aux méthodes de collecte des données alimentaires**

Les niveaux d'exposition s'appuyant sur la même banque de données de contaminants (Chan, 1998), mais où seule la méthode employée pour calculer l'apport en aliments diffère ont permis d'évaluer la variation associée à la méthode de cueillette des données alimentaires. Les niveaux d'exposition ont été calculés par région (Inuvialuit, Kitikmeot, Kivalik, Labrador et Baffin) pour chacun des contaminants étudiés d'après trois méthodes (rappel de 24 heures, le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures ou celui avec tous les aliments du questionnaire de fréquence alimentaire) en multipliant l'apport en aliments par les concentrations moyennes de contaminants générées par la banque de Chan (1998) par groupe d'aliments. Les résultats ont été exprimés et convertis en  $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour. Les coefficients de variation pour chaque estimé ont été calculés.

## **4.4 GESTION ET ANALYSE DES DONNÉES**

Toutes les données recueillies dans cette étude ont été traitées avec le logiciel SAS, version 9.1.3.

### **4.4.1 Banque de contaminants mise à jour**

La moyenne pondérée des nouvelles données sur les concentrations de contaminants dans les aliments traditionnels a pu être calculée d'après la formule:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^n w_i x_i}{\sum_{i=1}^n w_i},$$

Où  $w$  = poids correspondant à chaque  $X_n$

L'écart-type pondéré est calculé suivant la formule:

$$\sqrt{\frac{\sum_i^n (n-1)\sigma^2}{N-n}}$$

Où  $N$  = population totale,  $n$  = échantillon tiré de la population et  $\sigma$  = écart-type

L'intervalle de confiance (IC) des nouvelles mesures de contaminants a été calculé d'après la formule suivante:

$$\left[ \bar{x} - 1,96 \frac{\sigma(X)}{\sqrt{n}}; \bar{x} + 1,96 \frac{\sigma(X)}{\sqrt{n}} \right]$$

Où  $\sigma(X)$  = écart-type de l'échantillon,  $n$  = échantillon.

Ceci a permis de faire un test de différence pour valeurs groupées par lequel une observation a une probabilité calculée d'appartenir à une distribution donnée définie par sa moyenne et son IC (Zar, 1999).

#### 4.4.2 Apports alimentaires mesurés avec le R24, le QFR et le QFT

Les coefficients de variation en pourcentage ont été calculés pour chacun des apports alimentaires; ils représentent la dispersion relative des estimés selon le calcul suivant (Zar, 1999):

$$CV = \frac{s}{\bar{X}} \times 100\%$$

Où  $s$  = écart-type et  $\bar{X}$  = moyenne

Puisque les CVs étaient le plus souvent plus grands que les moyennes, dénotant ainsi des distributions non-gaussiennes, les comparaisons des apports alimentaires pour les huit catégories d'animaux ont été effectuées par ANCOVA non-paramétrique suivie de tests de «t» avec correction de Bonferroni qui évalue les différences statistiques le cas échéant. Les versions non-paramétriques de ces tests furent obtenues en transformant les valeurs par leurs rangs (Zar, 1999).

Les coefficients de corrélation estimés pour les huit groupes d'aliments associés aux apports alimentaires et aux coefficients de variation de ceux-ci ont été calculés à partir de l'ensemble des données des trois méthodes d'enquête alimentaire. Les coefficients de variation correspondent aux rapports des écart-types sur les apports moyens en pourcentage. Les coefficients de corrélation ont été obtenus selon la formule suivante (Daniel, 2005) :

$$r = \frac{n \sum x_i y_i - (\sum x_i)(\sum y_i)}{\sqrt{n \sum x_i^2 - (\sum x_i)^2} \sqrt{n \sum y_i^2 - (\sum y_i)^2}}$$

Où n= échantillon tiré de la population

#### 4.4.3 Variation des estimés d'exposition

Les coefficients de variation en pourcentage ont été calculés pour chacun des estimés d'exposition faits à partir de banques de contaminants différentes et pour ceux employant différentes méthodes de cueillette alimentaire selon le calcul suivant (Zar, 1999):

$$CV = \frac{s}{\bar{X}} \times 100\%$$

Où s = écart-type et  $\bar{X}$  = moyenne

Le test de Student (avec valeurs transformées en rangs) a été choisi pour évaluer statistiquement des différences entre les niveaux d'exposition aux contaminants populationnels calculés avec la banque de contaminants de CINE de 2000 et ceux calculés avec la banque CINE de 2007 (Zar, 1999).

Une ANCOVA non paramétrique suivie de tests de «t» avec correction de Bonferroni a été réalisé lors de l'évaluation des différences entre les niveaux moyens d'exposition calculés d'après les banques de contaminants CINE (2000, 2007) et Chan (1998).

Toute valeur de  $P < 0,05$  est considérée comme statistiquement significative.

## 5. RÉSULTATS

Les résultats de cette section se distribuent en trois parties principales. Tout d'abord, les effets des changements dans la base de données de CINE (Kuhnlein, 2000) des concentrations en mercure, en BPC, en chlordane et en toxaphène pour les aliments traditionnels sont évalués par la mesure de la magnitude de la variation dans ces concentrations de contaminants. Les effets de cette variation sur les estimés des niveaux d'exposition sont également évalués.

Ensuite, les effets des changements dans les méthodes d'enquête sur la consommation de nourriture traditionnelle sont également estimés par leurs conséquences sur les estimations des apports alimentaires.

Finalement, les niveaux d'exposition correspondant à chaque méthode d'enquête alimentaire sont évalués en tenant compte de la variation propre à chaque estimé et de l'amplitude de la variation d'une méthode à l'autre.

### 5.1 VARIATION DES NIVEAUX D'EXPOSITION RELIÉE À L'UTILISATION DES DIFFÉRENTES BANQUES DE DONNÉES SUR LES CONCENTRATIONS DE CONTAMINANTS DANS LES ALIMENTS

Les nouvelles concentrations de contaminants, présentées dans le Tableau III, paraissent plus faibles que celles issues de l'étude de Kuhnlein (2000), excepté pour le mercure dans le foie du phoque annelé où l'augmentation est plutôt marquée, passant de 1,510 à 18,906 µg/g poids frais. Il y a aussi une exception pour la chair de l'omble chevalier, qui présente une augmentation significative en BPC, de l'ordre de 4 fois. La concentration était de 0,003 µg/g poids frais en 2000 et elle est de 0,012 µg/g poids frais en 2007. Les diminutions en concentration de contaminants sont les plus importantes chez le morse (lard), où tous les niveaux de contaminants de type organochlorés sont en diminution de façon significative. Les niveaux de chlordane et de toxaphène du lard du narval sont similaires à ceux obtenus en 2000. La concentration moyenne de toxaphène chez le béluga a augmenté; elle était de 6,120 µg/g poids frais en 2000 et elle est de 6,760 µg/g poids frais en 2007. Le lard du narval présente une valeur moyenne en BPC significativement plus petite qu'en 2000.

**Tableau III:** Comparaison de moyennes de contaminants en µg/g poids frais (p.f.) de deux sources différentes de données pour l'omble chevalier (chair), le béluga (lard), le morse (lard), le narval (lard), le phoque annelé (lard), le phoque annelé (foie) et le phoque annelé (chair).

<b>Aliment</b>	<b>CINE2000 (Kuhnlein et al., 2000)</b> µg/g p.f. moyenne	<b>Nouvelles données</b> (Evans, Muir and Stern, 2007) µg/g p.f. moyenne (écart-type)	
<b>Omble de l'Arctique: chair</b>			
BPC**	0,003	0,012 (0,005)*	n: 6
CHL**	0,012	0,005 (0,003)*	n: 6
TOX**	0,110	0,014 (0,007)*	n: 6
HG**	0,102	0,050 (0,02)*	n: 6
<b>Béluga: lard***</b>			
CHLOR	2,000	1,785 (0,810)*	n: 221
BPC	3,636	3,261 (1,404)*	n: 221
TOX	6,120	6,760 (3,407)*	n: 221
<b>Morse: lard</b>			
CHLOR	2,203	0,233 (0,096)*	n: 33
BPC	3,308	0,131 (0,051)*	n: 33
TOX	14,619	0,552 (0,253)*	n: 33
<b>Narval: lard</b>			
CHLOR	1,748	1,768 (0,737)	n: 77
BPC	4,851	3,611 (1,557)*	n: 77
TOX	8,842	7,645 (3,640)	n: 77
<b>Phoque annelé: lard</b>			
CHLOR	0,561	0,242 (0,178)*	n: 86
BPC	0,933	0,572 (0,298)*	n: 86
<b>Phoque annelé: foie</b>			
HG	1,510	18,906 (30,108)*	n: 324
<b>Phoque annelé chair</b>			
HG	0,400	0,567 (0,903)*	n: 324

**Phoque annelé (foie) à chair:** ratio de 0,03 (Campbell et al., 2005)

A: automne (n=900) H: fin de l'hiver (n=975)

\* (P < 0,05), test de «t» pour valeurs groupées

\*\* BPC= biphényles polychlorés; CHL=chlordane; TOX=toxaphène; HG=mercure

\*\*\* lard= le gras vascularisé sous-cutané de l'animal

Les effets de ces changements de concentrations des contaminants chez certains animaux sur les niveaux d'exposition propres à chaque contaminant chez la population inuit peuvent être notés dans le Tableau IV, qui présente une distribution des niveaux d'exposition pour la population du Nunavut, du Labrador et d'Inuvialuit combinés, calculés avec le rappel de 24 heures et la banque de contaminants de CINE de 2000 et la banque de CINE mise à jour en 2007. Les moyennes de 2007 sont semblables à celle de 2000 pour l'ensemble des contaminants. L'apport en mercure a augmenté légèrement, c'est-à-dire de 0,1 µg/kg poids corporel/jour. Le niveau moyen de toxaphène a baissé de façon significative, passant de 0,9 à 0,6 µg/kg poids corporel/jour. Les différences sont plus marquées aux queues des distributions pour tous les contaminants. Seuls les niveaux moyens d'exposition au chlordane et au toxaphène dépassent légèrement la DJA. Le nombre de personnes dont l'apport quotidien en contaminants dépasse la DJA est plus bas en utilisant les nouvelles données de contaminants.

**Tableau IV** : Distribution de la population des Inuits du Nunavut, du Labrador et de la région d'Inuvialuit d'après le rappel de 24 heures et la banque de contaminants de CINE pour l'apport en mercure et en organochlorés ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour)\* (n=1875)\*\*

Contaminant	DJA ***			Pourcentiles					
	$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	n>DJA	n>0	Moyenne	Médiane	75e	95e	99e	95°/DJA
<b>HG</b> *****									
CINE 2000	0,71	381	1077	0,6	0,1	0,6	3,0	7,0	4,3
CINE 2007		359	1077	0,7	0,1	0,5	3,5	7,9	5,0
				P<0,12					
<b>CHL</b> *****									
CINE 2000	0,05	305	1067	0,2	0,0	0,0	0,5	5,2	9,4
CINE 2007		242	1067	0,1	0,0	0,0	0,3	4,6	6,0
				P<0,11					
<b>BPC</b> *****									
CINE 2000	1,0	118	1090	0,4	0,0	0,1	1,7	12,2	1,7
CINE 2007		99	1090	0,4	0,0	0,1	1,1	10,7	1,1
				P<0,09					
<b>TOX</b> *****									
CINE 2000	0,2	381	1074	0,9	0,0	0,0	2,2	25,1	10,9
CINE 2007		269	1074	0,6	0,0	0,0	1,7	17,5	8,5
				P<0,005					

\* La valeur utilisée pour le poids corporel a été mesurée ou rapportée ou est la moyenne des poids mesurés pour le groupe d'âge par genre, dans l'ordre de priorité d'information. Il n'y avait pas de différences statistiques entre le poids mesuré et le poids rapporté (Kuhnlein et al., 2000).

\*\* Nombre de rappels de 24 heures. Ceux qui n'incluaient aucune nourriture traditionnelle étaient considérés comme ayant une valeur 0.

\*\*\* Un test de Student a été employé (P< 0,05).

\*\*\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996).

\*\*\*\*\* **HG** = mercure; **CHL**= chlordane; **BPC**= biphényles polychlorés; **TOX**= toxaphène

Dans le Tableau V, une autre banque de données de contaminants (Chan, 1998) dans les aliments est ajoutée à celles présentées précédemment et les niveaux d'exposition sont présentés par région. Les niveaux d'exposition moyens apparaissent peu variables d'une banque de contaminants à une autre, comme indiqué dans le Tableau V où le rappel de 24 heures a été employé comme seule méthode de cueillette de données alimentaires. Cette variabilité ne dépasse pas 82% et est souvent de moins de 60%. Les niveaux d'exposition sont généralement un peu plus élevés avec la banque de Chan qu'avec celles de CINE 2000 et de CINE2007. Cette tendance est significative, d'après le test de «t» avec correction de Bonferroni, pour les niveaux d'exposition au chlordane tel qu'ils peuvent être observés à Kivalik, Baffin et au Labrador. Les niveaux de BPC sont

significativement plus élevés à Baffin et au Labrador lorsqu'ils sont évalués à partir de la banque de CHAN98 que lorsqu'ils sont évalués à partir de celle de CINE2007, avec des variations respectives de 35% et 50%. Il y a une variation marquée de 16% entre la banque de CHAN98 et celle de CINE2000 en ce qui concerne l'exposition au mercure à Baffin.

Les estimés calculés à partir de la banque de CINE2007 sont très similaires ou présentent une tendance à la baisse par rapport à ceux calculés avec la banque de CINE2000. La région d'Inuvialuit ne présente aucun changement pour tous les contaminants. La région du Labrador varie également très peu; seul l'apport en toxaphène diminue. L'apport en mercure varie très peu ou pas du tout dans toutes les régions. L'apport en chlordane et en BPC diminue de façon non significative à Kivalik et à Baffin. L'apport en chlordane augmente seulement de 0,01 µg/kg poids corporel/jour à Kitikmeot. La région de Baffin affiche l'unique diminution statistiquement significative (37%) et elle concerne l'apport en toxaphène.

Il est à noter que les changements entre les niveaux d'exposition moyens associés à l'utilisation d'une banque de données particulière sont faibles comparés aux coefficients de variation associés à l'estimation de chacun de ces niveaux. La Figure 2 illustre les différences des niveaux d'exposition moyens associés à l'utilisation des différentes banques de données sur les contaminants.

**Tableau V:** Moyenne\* en µg/kg poids corporel/jour (CV%) des niveaux d'exposition avec le rappel de 24 heures de Kuhnlein et al. (2000) pour des contaminants importants de la banque de données de CINE 2000, la banque de Chan (1998) et la banque de CINE mise à jour avec de nouvelles données de 2007.

Contaminant et Base de données	Inuvialuit (n=295)	Kitikmeot (n=300)	Kivalik (n=341)	Baffin (n=522)	Labrador (n=417)
<b>HG**</b>					
CHAN 98	0,47 (423) <sup>A***</sup>	0,83 (251) <sup>A</sup>	0,96 (211) <sup>A</sup>	1,86 (114) <sup>A</sup>	0,60 (347) <sup>A</sup>
CINE 2000	0,26 (198) <sup>A</sup>	0,55 (252) <sup>A</sup>	0,82 (248) <sup>A</sup>	1,57 (393) <sup>B</sup>	0,41 (299) <sup>A</sup>
CINE 2007	0,26 (198) <sup>A</sup>	0,58 (287) <sup>A</sup>	0,78 (260) <sup>A</sup>	1,65 (374) <sup>AB</sup>	0,41 (349) <sup>A</sup>
C 00/ Chan 98**	-45%	-34%	-15%	-16%	-32%
C 07/ Chan 98	-45%	-30%	-19%	-11%	-32%
C 07/ C 00	0 %	+5%	-5%	+5%	0%
<b>CHL**</b>					
CHAN 98	0,17 (814) <sup>A</sup>	0,17 (841) <sup>A</sup>	0,50 (285) <sup>A</sup>	0,71 (209) <sup>A</sup>	0,03 (4603) <sup>A</sup>
CINE 2000	0,10 (515) <sup>A</sup>	0,03 (2887) <sup>A</sup>	0,21 (616) <sup>B</sup>	0,38 (481) <sup>B</sup>	0,01 (2042) <sup>B</sup>
CINE 2007	0,10 (515) <sup>A</sup>	0,04 (2165) <sup>A</sup>	0,17 (760) <sup>B</sup>	0,27 (508) <sup>B</sup>	0,01 (2042) <sup>B</sup>
C 00/ Chan 98	-41%	-82%	-58%	-46%	-67%
C 07/ Chan 98	-41%	-76%	-66%	-62%	-67%
C 07/ C 00	0 %	+33%	-19%	-29%	0%
<b>BPC**</b>					
CHAN 98	0,23 (988) <sup>A</sup>	0,25 (973) <sup>A</sup>	0,69 (340) <sup>A</sup>	1,17 (208) <sup>A</sup>	0,08 (3034) <sup>A</sup>
CINE 2000	0,19 (542) <sup>A</sup>	0,10 (1732) <sup>A</sup>	0,48 (500) <sup>A</sup>	0,93 (442) <sup>AB</sup>	0,04 (511) <sup>B</sup>
CINE 2007	0,19 (542) <sup>A</sup>	0,10 (1732) <sup>A</sup>	0,41 (586) <sup>A</sup>	0,76 (511) <sup>B</sup>	0,04 (511) <sup>B</sup>
C 00/ Chan 98	-17%	-60%	-30%	-21%	-50%
C 07/ Chan 98	-17%	-60%	-41%	-35%	-50%
C 07/ C 00	0%	0%	-15%	-18%	0%
<b>TOX**</b>					
CHAN 98	0,31 (1324) <sup>A</sup>	0,31 (1379) <sup>A</sup>	1,19 (359) <sup>A</sup>	1,89 (235) <sup>AB</sup>	0 (indét) <sup>A</sup>
CINE 2000	0,32 (537) <sup>A</sup>	0,15 (1963) <sup>A</sup>	0,78 (521) <sup>A</sup>	2,05 (468) <sup>A</sup>	0,11 (371) <sup>A</sup>
CINE 2007	0,32 (537) <sup>A</sup>	0,12 (2454) <sup>A</sup>	0,56 (692) <sup>A</sup>	1,29 (496) <sup>B</sup>	0,10 (408) <sup>A</sup>
C 00/ Chan 98	+3%	-52%	-34%	+8%	indét
C 07/ Chan 98	+3%	-61%	-53%	-32%	indét
C 07/ C 00	0%	-20%	-28%	-37%	-9%

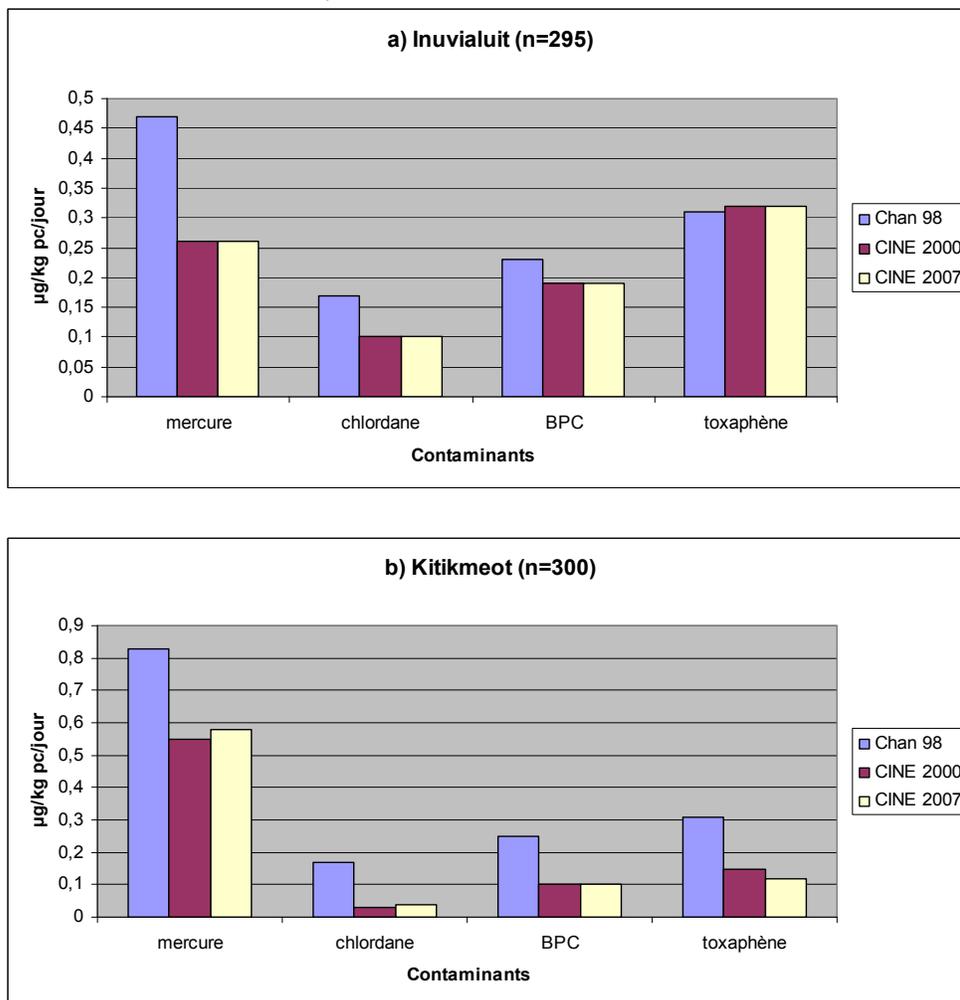
\*Moyenne par région des moindres carrés ajustée pour la taille de la communauté, le sexe, l'âge et la saison.

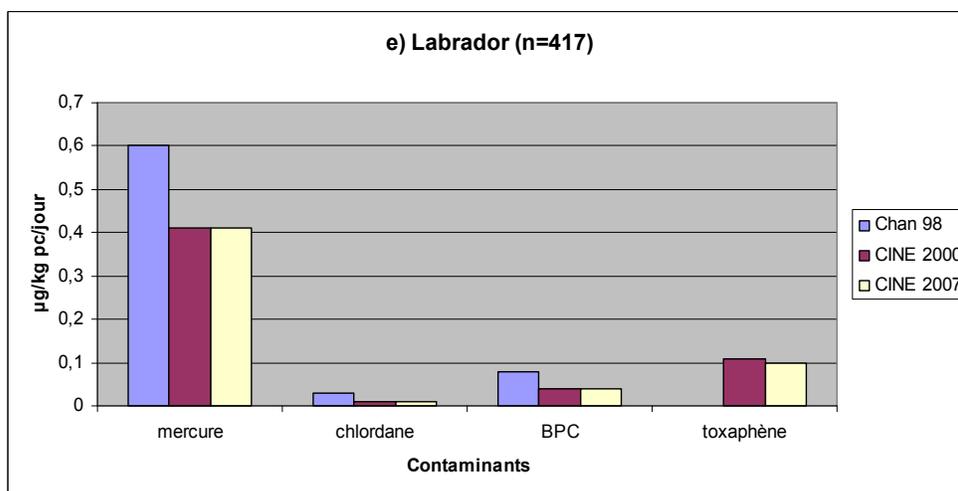
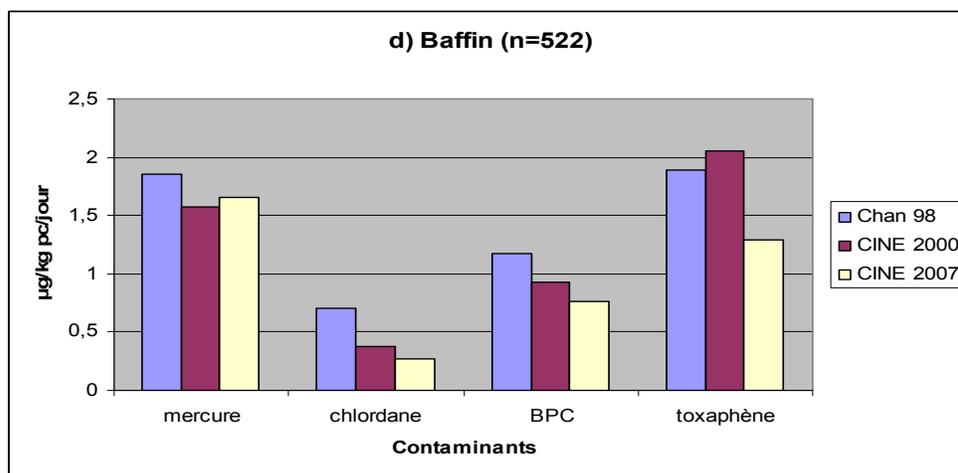
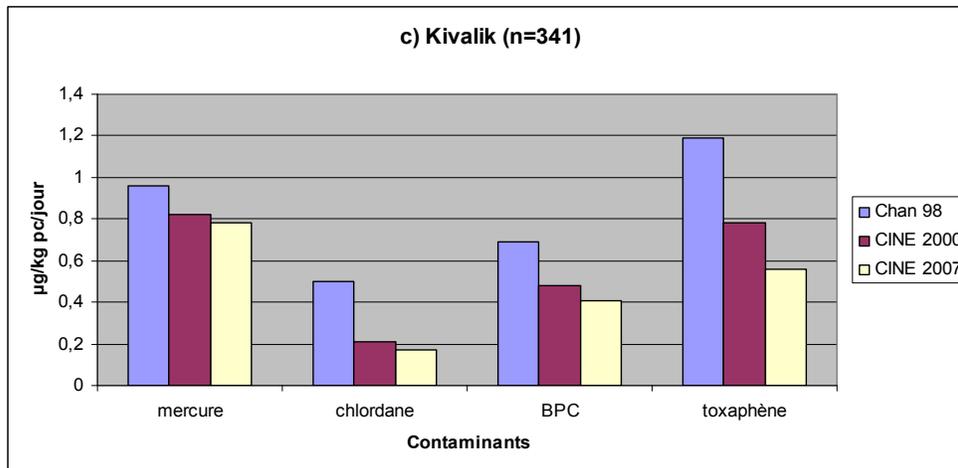
\*\* **HG** = mercure; **CHL**= chlordane; **BPC**= biphényles polychlorés; **TOX**= toxaphène

\*\*\* ANCOVA non paramétrique suivi de tests de «t» avec correction de Bonferroni (P< 0,05).

\*\*\*\* Variation du niveau d'exposition d'une banque de contaminants à une autre  
Indét : indéterminé

**Figure 2** : Moyenne ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour) régionale des niveaux d'exposition aux contaminants calculée à partir du rappel de 24 heures et à partir de trois banques de contaminants: CINE2000, CINE2007 et CHAN98.





## 5.2 VARIATION DANS LES APPORTS ALIMENTAIRES EN FONCTION DES MÉTHODES DE CUEILLETTE DES DONNÉES ALIMENTAIRES

L'apport en aliments traditionnels (g/jour) a été calculé grâce à trois méthodes d'enquête différentes, en l'occurrence le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence total (QFT) et le questionnaire de fréquence restreint (QFR). Il y a quelques différences notables quant à l'apport alimentaire, d'une méthode d'enquête à une autre, dans chacun des groupes d'aliments présentés, comme indiqué dans le Tableau VI.

L'apport alimentaire est plus élevé pour toutes les catégories d'aliments lorsque la méthodologie utilisée est le QFT et est le plus faible lorsque la méthodologie utilisée est le R24. Il y a toutefois deux exceptions où les apports alimentaires sont significativement plus élevés avec le rappel de 24 heures. Il s'agit du groupe *viande d'animaux terrestres* à Kivalik et du groupe *gras de mammifères marins* à Baffin.

La variation entre ces deux méthodes est importante pour plusieurs groupes d'aliments. Ceci est le cas particulièrement pour les groupes *organes d'animaux terrestres*, *organes de mammifères marins* (sauf à Inuvialuit), les *poissons*, les *oiseaux* (sauf à Kivalik) et les *plantes*.

L'apport alimentaire calculé avec le QFR a tendance à s'approcher davantage de celui calculé avec le R24. D'après le test de «t» avec correction de Bonferroni, cet apport est similaire à Inuvialuit pour la *viande d'animaux terrestres*, les *organes de mammifères marins* et les *oiseaux*. À Kitikmeot, la *viande d'animaux terrestres*, les *poissons* et les *oiseaux* présentent des apports alimentaires semblables alors qu'à Kivalik, ce sont la *viande de mammifères marins*, les *organes de mammifères marins*, le *gras de mammifères marins*, les *poissons* et les *oiseaux* qui se ressemblent. À Baffin, le *gras de mammifères marins*, les *poissons* et les *oiseaux* sont consommés en même quantité selon les différentes méthodes de cueillette de données alimentaires. Pour le Labrador, il n'y a que les *oiseaux* et les *plantes* qui présentent des apports similaires qu'ils soient évalués avec le R24 ou le QFR.

### 5.2.1 Coefficients de variation des estimés des apports alimentaires

Lorsque le R24 est utilisé, les coefficients de variations (CV) liés aux estimés moyens sont très élevés dans le groupe d'aliments *organes d'animaux terrestres* (1240 à 1830%) et dans le groupe *organes de mammifères marins* (570% à 7000%), et ce, pour toutes les régions. Le groupe *gras de mammifères marins* présente aussi des CV élevés pour toutes les régions (370% à 1880%) sauf à Baffin.

Lorsque le QFR est employé, il est à noter que les CV sont les plus élevés à Inuvialuit, dans le groupe *viande de mammifères marins* (330%) et *organes de mammifères marins* (1052%). Pour Kitikmeot et le Labrador, ce sont les groupes *organes de mammifères marins* (324% et 716%) et *gras de mammifères marins* (255% et 909%) qui présentent les CV les plus élevés. À Kivalik, ce sont les groupes *organes de mammifères marins* (466%) et les *oiseaux* (614%) alors qu'à Baffin, ce sont les groupes *organes d'animaux terrestres* (270%) et *oiseaux* (358%).

Avec l'utilisation du QFT, les CV les plus élevés à Inuvialuit se retrouvent dans les groupes *viande de mammifères marins* (404%) et *organes de mammifères marins* (1085%). Pour Kitikmeot et le Labrador, ce sont également les groupes *organes de mammifères marins* (279% et 628%) et le *gras de mammifères marins* (279% et 698%), tandis qu'à Kivalik, ce sont les groupes *organes mammifères marin* (426%) et *oiseaux* (660%). À Baffin, les CV sont élevés pour les groupes *organes d'animaux terrestres* (266%) et *oiseaux* (470%).

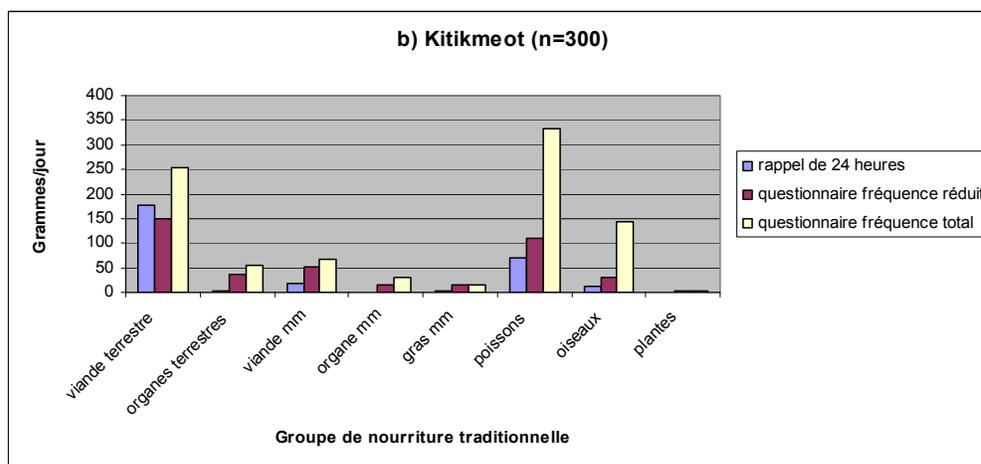
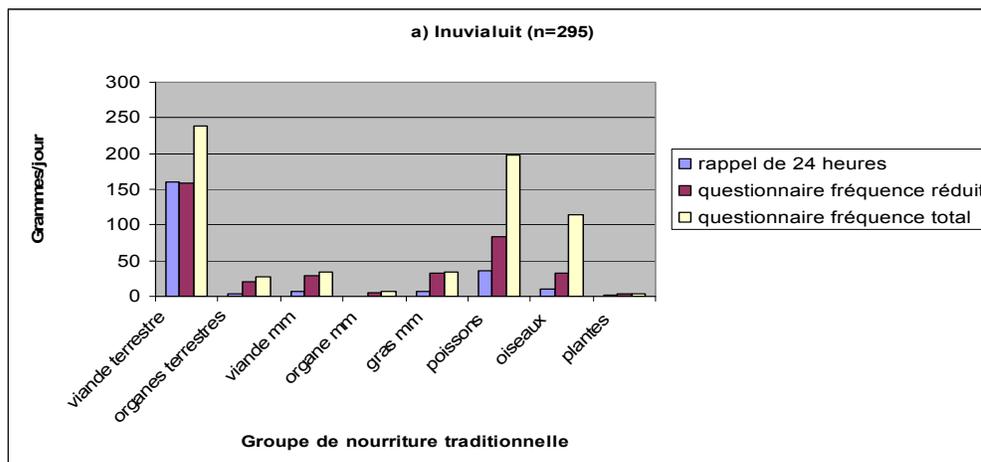
La Figure 3 présente les moyennes des apports alimentaires pour chaque région issues du Tableau VI.

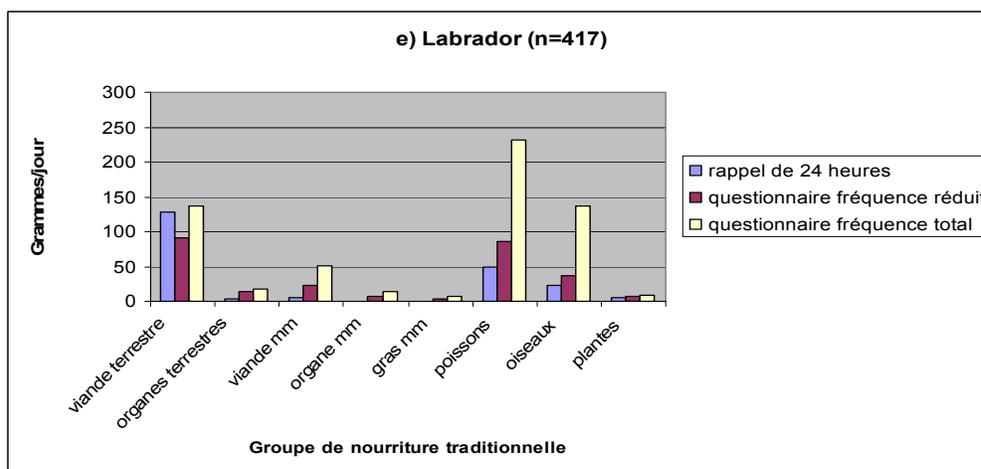
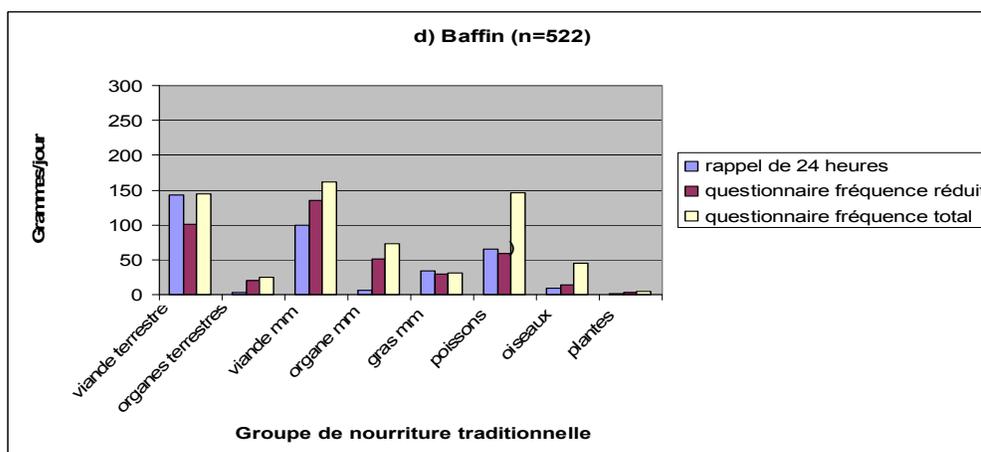
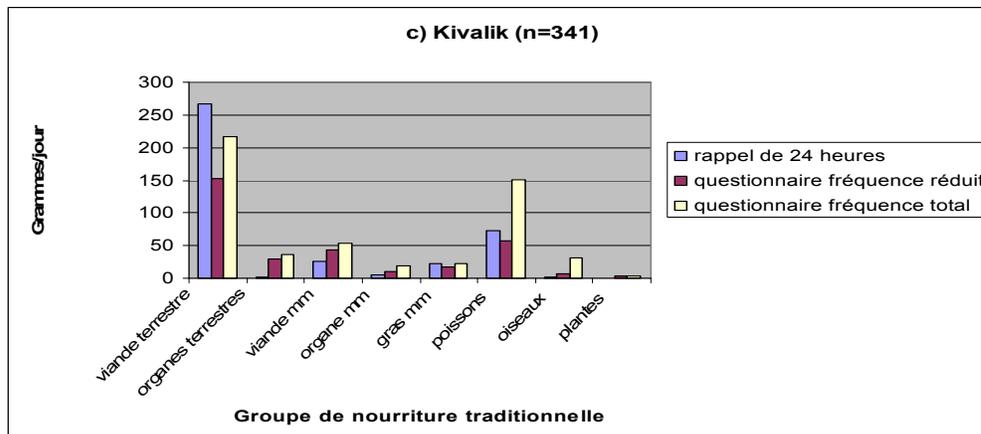
<p><b>Tableau VI:</b> Apport alimentaire moyen (g/jour) (erreur-type) et coefficients de variation [CV] en % par région d'après le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT).</p> <p>* ANCOVA non paramétrique suivi de tests de «<math>\phi</math>» avec correction de Bonferroni. Les moyennes avec les lettres identiques ne sont pas significativement différentes.</p> <p>** animaux terrestres</p> <p>*** mammifères marins</p>					
	Inuvialuit (n=295)	Kitikmeot (n=300)	Kivalik (n=341)	Baffin (n=522)	Labrador (n=417)
<b>Viande</b>					
<b>a.t.**</b>					
R24	160,4 (15,1) [161] <sup>A</sup>	175,8 (15,6) [153] <sup>A</sup>	267,8 (14,4) [99] <sup>A</sup>	142,6 (12,1) [194] <sup>A</sup>	128,8(13,2) [210] <sup>A</sup>
QFR	158,9 (7,7) [83] <sup>A</sup>	149,9 (7,8) [91] <sup>A</sup>	152,8 (7,3) [88] <sup>B</sup>	100,7 (6,1) [138] <sup>B</sup>	91,0 (6,7) [150] <sup>B</sup>
QFT	238,2 (11,0) [79] <sup>B</sup>	252,3 (11,2) [77] <sup>B</sup>	217,0 (10,4) [89] <sup>C</sup>	145,0 (8,7) [137] <sup>A</sup>	137,4 (9,6) [143] <sup>A</sup>
<b>Organes</b>					
<b>a.t.**</b>					
R24	2,7 (2,3) [1474] <sup>A</sup>	2,4 (2,4) [1717] <sup>A</sup>	2,2 (2,2) [1831] <sup>A</sup>	3,4 (1,9) [1246] <sup>A</sup>	3,3 (2,0) [1236] <sup>A</sup>
QFR	21,3 (2,9) [238] <sup>B</sup>	37,4 (3,0) [140] <sup>B</sup>	30,0 (2,8) [172] <sup>B</sup>	19,8 (2,3) [270] <sup>B</sup>	14,4 (2,6) [366] <sup>B</sup>
QFT	26,5 (3,7) [240] <sup>B</sup>	54,2 (3,8) [121] <sup>C</sup>	36,3 (3,5) [179] <sup>B</sup>	25,3 (2,9) [266] <sup>B</sup>	18,0 (3,2) [367] <sup>B</sup>
<b>Viande</b>					
<b>m.m.***</b>					
R24	6,7 (7,4) [1887] <sup>A</sup>	16,8 (7,6) [786] <sup>A</sup>	26,2 (7,1) [498] <sup>A</sup>	99,0 (5,9) [137] <sup>A</sup>	4,4 (6,5) [3017] <sup>A</sup>
QFR	29,5 (5,7) [330] <sup>B</sup>	51,1 (5,8) [197] <sup>B</sup>	43,7 (5,4) [227] <sup>AB</sup>	134,5 (4,5) [76] <sup>B</sup>	22,6 (5,0) [447] <sup>B</sup>
QFT	33,7 (7,9) [404] <sup>B</sup>	67,8 (8,1) [207] <sup>B</sup>	54,0 (7,5) [257] <sup>B</sup>	161,1 (6,3) [89] <sup>B</sup>	50,1 (6,9) [283] <sup>C</sup>

Tableau VI : suite						
<b>Organes</b> <b>m.m.***</b>						
R24	0,7 (2,1) [4977] <sup>A</sup>	0,7 (2,1) [4983] <sup>A</sup>	4,5 (2,0) [807] <sup>A</sup>	6,7 (1,7) [565] <sup>A</sup>	0,5 (1,8) [7002] <sup>A</sup>	
QFR	4,8 (2,9) [1052] <sup>A</sup>	16,1 (3,0) [324] <sup>B</sup>	11,0 (2,8) [466] <sup>AB</sup>	51,8 (2,3) [103] <sup>B</sup>	7,3 (2,6) [716] <sup>B</sup>	
QFT	7,5 (4,7) [1085] <sup>A</sup>	30,0 (4,8) [279] <sup>C</sup>	19,4 (4,5) [426] <sup>B</sup>	73,0 (3,7) [117] <sup>C</sup>	13,4 (4,1) [628] <sup>C</sup>	
<b>Gras</b> <b>m.m.***</b>						
R24	6,0 (4,6) [1304] <sup>A</sup>	4,3 (4,7) [1876] <sup>A</sup>	21,7 (4,3) [369] <sup>A</sup>	34,3 (3,7) [243] <sup>A</sup>	0 (4,0) Indét <sup>A</sup>	
QFR	33,1 (2,2) [114] <sup>B</sup>	15,3 (2,3) [255] <sup>B</sup>	18,0 (2,1) [215] <sup>A</sup>	29,3 (1,8) [136] <sup>A</sup>	4,3 (1,9) [909] <sup>B</sup>	
QFT	33,9 (2,5) [127] <sup>B</sup>	15,9 (2,6) [279] <sup>B</sup>	21,7 (2,4) [202] <sup>A</sup>	31,0 (2,0) [146] <sup>A</sup>	6,4 (2,2) [698] <sup>B</sup>	
<b>Poissons</b>						
R24	36,3 (8,4) [395] <sup>A</sup>	70,9 (8,6) [211] <sup>A</sup>	73,6 (8,0) [200] <sup>A</sup>	64,6 (6,7) [237] <sup>A</sup>	48,4 (7,3) [309] <sup>A</sup>	
QFR	83,1 (5,5) [114] <sup>B</sup>	111,0 (5,6) [88] <sup>A</sup>	56,9 (5,2) [169] <sup>A</sup>	59,7 (4,4) [167] <sup>A</sup>	86,8 (4,8) [113] <sup>B</sup>	
QFT	198,4 (18,0) [156] <sup>C</sup>	334,2 (18,5) [96] <sup>B</sup>	150,7 (17,1) [210] <sup>B</sup>	146,2 (14,3) [224] <sup>B</sup>	230,9 (15,8) [140] <sup>C</sup>	
<b>Oiseaux</b>						
R24	10,5 (3,6) [587] <sup>A</sup>	12,3 (3,7) [522] <sup>A</sup>	1,4 (3,4) [4486] <sup>A</sup>	8,7 (2,9) [759] <sup>A</sup>	22,4 (3,2) [288] <sup>A</sup>	
QFR	32,4 (2,7) [144] <sup>A</sup>	29,4 (2,8) [164] <sup>A</sup>	7,7 (2,6) [614] <sup>A</sup>	13,7 (2,2) [358] <sup>A</sup>	37,4 (2,4) [130] <sup>A</sup>	
QFT	114,5 (11,8) [178] <sup>B</sup>	142,1(12,1) [148] <sup>B</sup>	31,4 (11,2) [660] <sup>AB</sup>	45,7 (9,4) [470] <sup>B</sup>	136,7 (10,4) [155] <sup>B</sup>	
<b>Plantes</b>						
R24	1,7 (0,8) [755] <sup>A</sup>	1,2 (0,8) [1095] <sup>A</sup>	0,5 (0,7) [2529] <sup>A</sup>	1,7 (0,6) [836] <sup>A</sup>	5,0 (0,7) [273] <sup>A</sup>	
QFR	3,7 (0,4) [180] <sup>B</sup>	3,1 (0,4) [222] <sup>B</sup>	3,1 (0,4) [220] <sup>B</sup>	3,3 (0,3) [210] <sup>B</sup>	6,9 (0,3) [100] <sup>AB</sup>	
QFT	4,0 (0,4) [191] <sup>B</sup>	3,4 (0,5) [231] <sup>B</sup>	3,1 (0,4) [248] <sup>B</sup>	4,3 (0,4) [187] <sup>B</sup>	8,0 (0,4) [99] <sup>B</sup>	

\* Les moyennes des moindres carrés sont ajustées pour la région, la taille de la communauté, le groupe d'âge, le sexe et la saison.

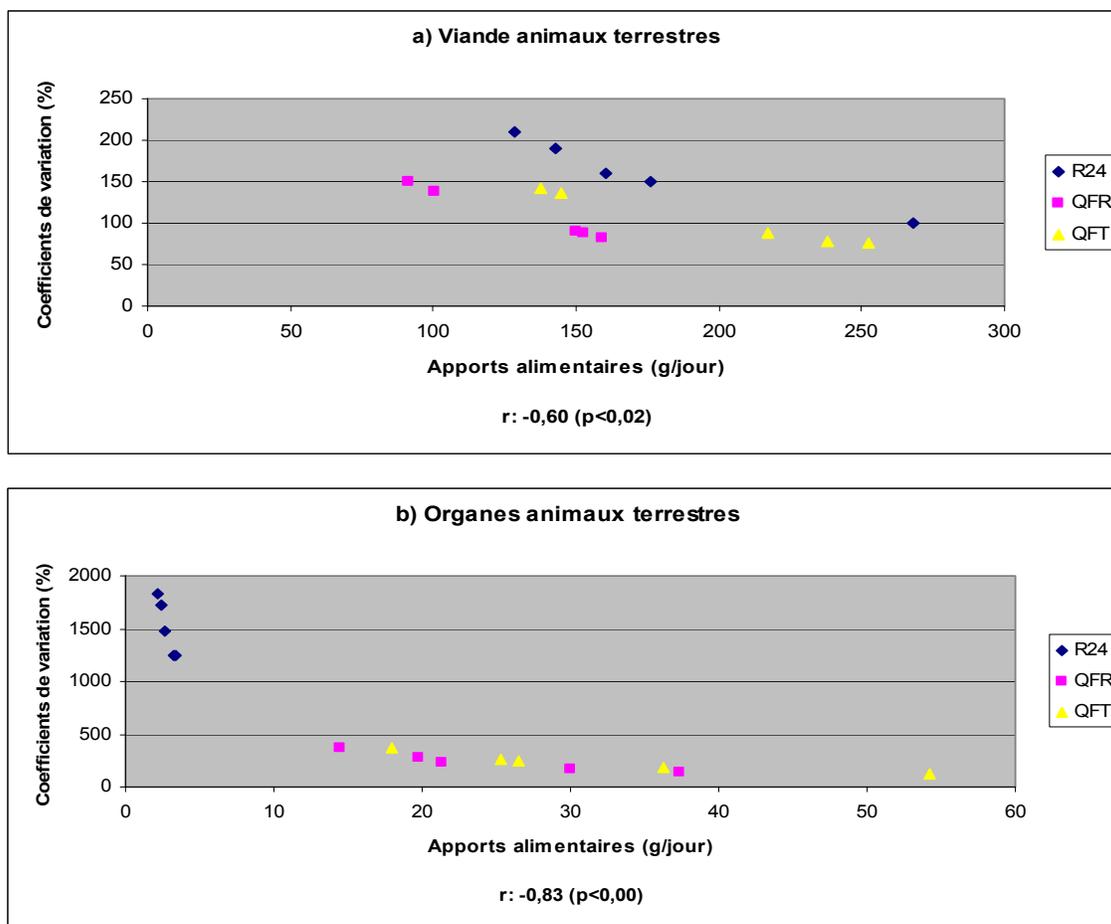
**Figure 3 :** Apport moyen en nourriture traditionnelle (g/personne/jour) pour huit groupes d'aliments d'après la méthode du rappel de 24 heures, du questionnaire de fréquence alimentaire restreint ou du questionnaire de fréquence totale.

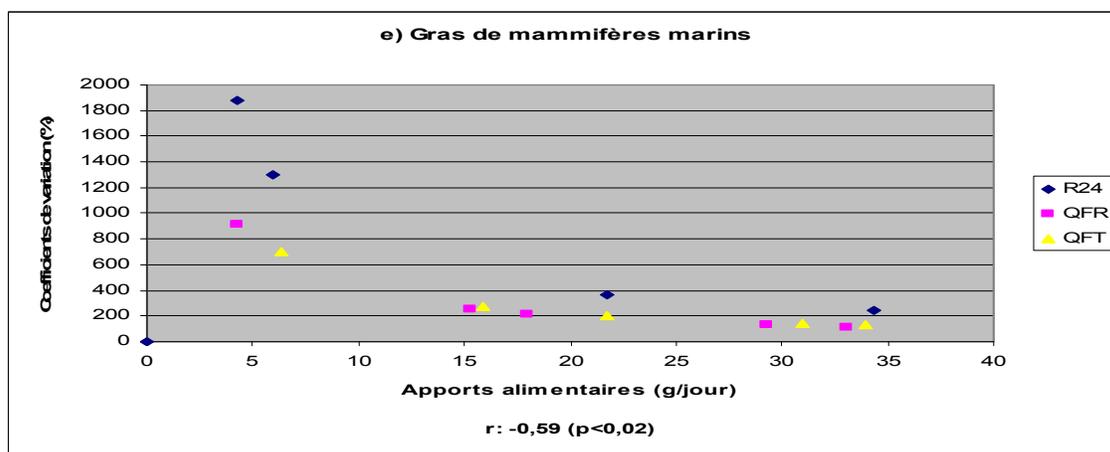
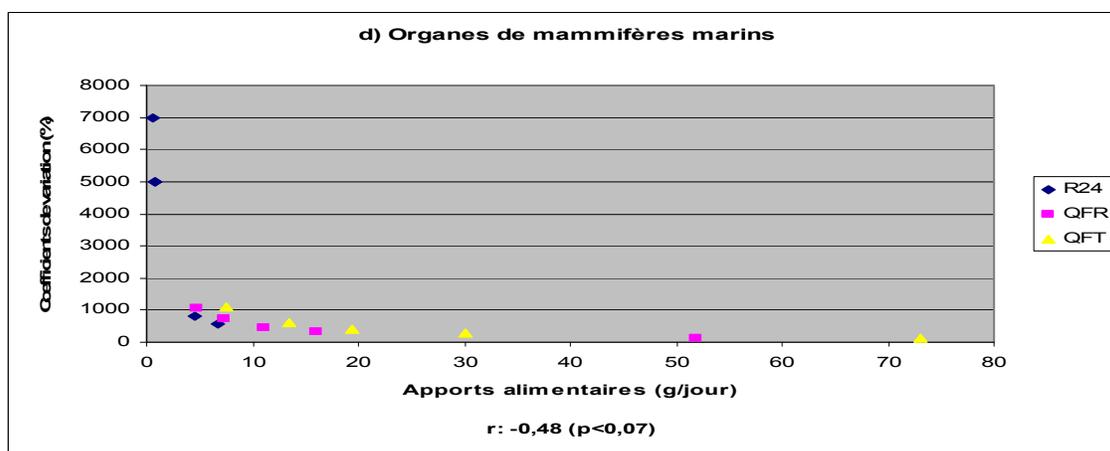
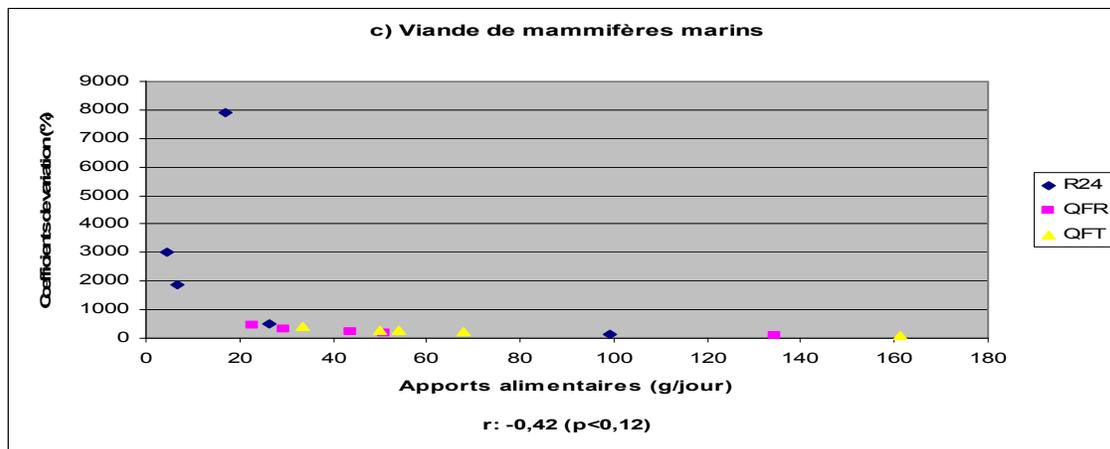


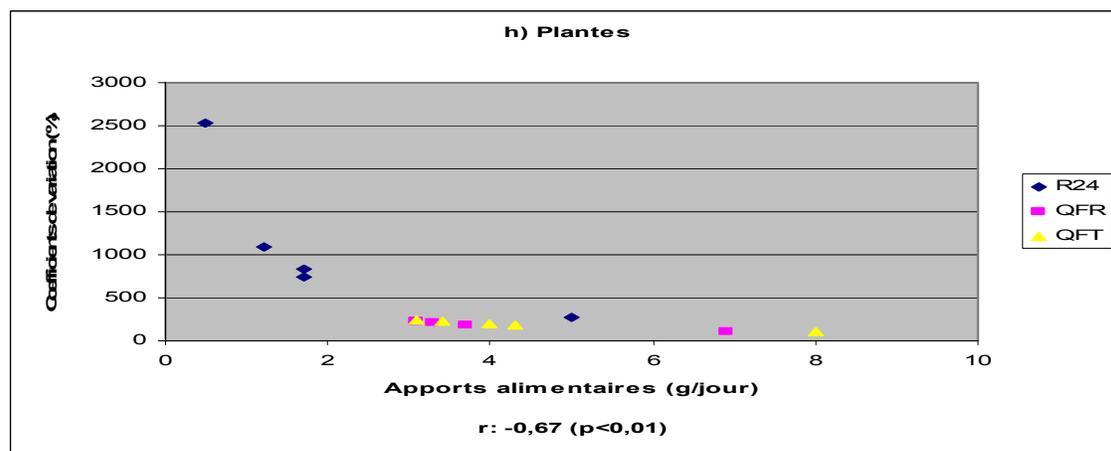
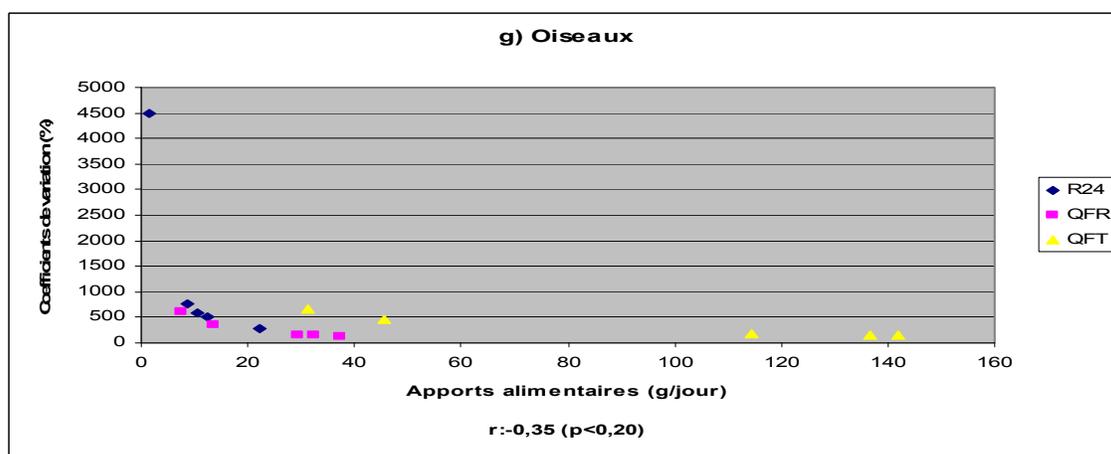
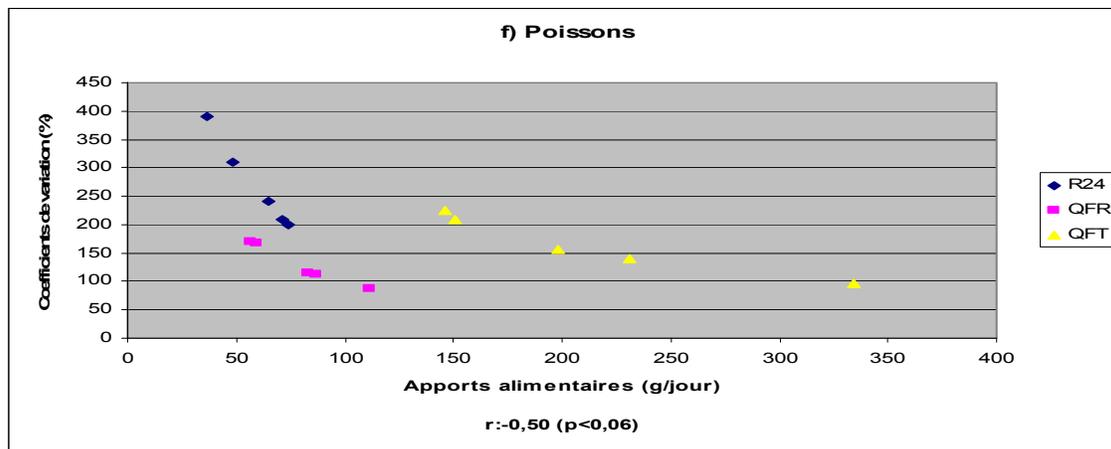


La Figure 4 présente les coefficients de corrélations de huit groupes d'aliments associés aux deux variables suivantes: apports alimentaires moyens et coefficients de variation associés à ceux-ci. Les coefficients de corrélation varient entre -0,35 et -0,83, valeurs qui correspondent respectivement aux apports d'oiseaux et d'organes d'animaux terrestres. Les groupes d'aliments viande d'animaux terrestres, organes d'animaux terrestres, viande de mammifères marins, organes de mammifères marins, gras de mammifères marins, poissons et plantes ont des coefficients de corrélations respectifs de -0,60 ( $p < 0,02$ ), -0,83 ( $p < 0,00$ ), -0,42 ( $p < 0,12$ ), -0,48 ( $p < 0,07$ ), -0,59 ( $p < 0,02$ ), -0,50 ( $p < 0,06$ ), -0,35 ( $p < 0,20$ ) et -0,67 ( $p < 0,01$ ).

**Figure 4:** Coefficients de corrélations pour huit groupes d'aliments entre les apports alimentaires calculés grâce à trois méthodes d'enquête alimentaire (rappel de 24h, questionnaire de fréquence restreint et questionnaire de fréquence total) et les coefficients de variation de ces estimés.







\* r : coefficient de corrélation entre l'apport alimentaire et le coefficient de variation

R24 : Rappel de 24 heures

QFR : Questionnaire de fréquence restreint

QFT : Questionnaire de fréquence total

### 5.3 VARIATION DANS LES NIVEAUX D'EXPOSITION EN FONCTION DES DIFFÉRENTES MÉTHODES DE CUEILLETTE DES DONNÉES ALIMENTAIRES

Les distributions des niveaux d'exposition affichées dans les Tableaux VII à XI présentent des paramètres d'exposition aux contaminants obtenus à partir de la même banque de données de contaminants (Chan, 1998), mais avec différentes méthodes de cueillette de données sur les apports alimentaires. Il s'agit des méthodes utilisées pour calculer les apports alimentaires qui sont présentées dans le Tableau VI, soit le rappel de 24 heures, le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec ceux du rappel de 24 heures et le questionnaire de fréquence total.

Les apports médians en contaminants sont tous plus faibles que les apports moyens en contaminants dénotant la nature non-gaussienne de ces distributions.

Chez les Inuvialuit (Tableau VII), utiliser différentes méthodes de calcul des apports alimentaires est associé à l'obtention de niveaux d'exposition moyens statistiquement différents pour tous les contaminants, à part pour le chlordane où les 2 formes de questionnaire de fréquence n'engendrent pas de différence significative. De telles différences sont aussi largement observées pour Kitikmeot (Tableau VIII) et Labrador (Tableau XI). Pour Kivalik et Baffin par contre, utiliser une forme de calcul des apports alimentaires ou une autre n'amène pas de différence significative des niveaux moyens d'exposition à part pour le mercure où le QFT génère des niveaux moyens d'exposition plus élevés que les 2 autres méthodes à Kivalik, tandis qu'à Baffin, le QFR et le QFT sont aussi responsables de niveaux moyens d'exposition plus élevés, toujours pour le mercure.

Les Tableaux VII à XI montrent que la variation en % des niveaux moyens d'exposition aux organochlorés et au mercure par région du R24 au QFR est importante et est de l'ordre de 300 à 500% à Inuvialuit, de 118% à 213% à Kitikmeot, de -20% à 43% à Kivalik, de -13 à 33% à Baffin et de 110% à 367% au Labrador, dépendamment du contaminant. De plus, la variation en % des niveaux moyens d'exposition aux organochlorés et au mercure du R24 au QFT semble plus importante et se lit comme suit : de 341% à 617% à Inuvialuit, de 182% à 463% à Kitikmeot, de 2% à 141% à Kivalik, de

0% à 94% à Baffin et de 418% à 1125% au Labrador. Ces niveaux sont illustrés à la Figure 5.

Les Tableaux VII à XI montrent aussi que les CV des estimés moyens d'exposition présentés pour chacune des régions et pour chacun des contaminants, semblent beaucoup plus élevés selon la méthode du R24 que selon le QFR et le QFT, plus particulièrement à Inuvialuit, Kitikmeot et au Labrador. Ces CV varient entre 488% et 1324% à Inuvialuit, entre 251% et 1379% à Kitikmeot et entre 347% et 4603% au Labrador. D'autre part, les CV des niveaux d'exposition au chlordane, BPC et toxaphène qui ont été calculés à partir du R24 semblent plus élevés que ceux du mercure pour les cinq régions. Avec le QFR et le QFT, ces contaminants semblent avoir également des CV plus élevés, mais l'écart est moins grand.

**Tableau VII:** Apport moyen\* en mercure et en organochlorés ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour)\*\* de la population d'Inuvialuit ( $n=295$ ) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé à partir de la banque de contaminants de Chan (1998).

Contaminant et Base de données	DJA****			Pourcentiles				
	$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	n>DJA	n>0	Moyenne***	CV*** (%)	Médiane	95e	95°/DJA
<b>HG</b> *****								
R24	0,71	34	156	0,47 <sup>A</sup>	488	0,05	1,80	2,57
QFR		34	156	1,45 <sup>B</sup>	130	0,62	4,06	5,80
QFT		34	156	2,82 <sup>C</sup>	137	0,97	8,86	12,66
QFR/R24				+254%		+1140%	+126%	+126%
QFT/R24				+588%		+1840%	+392%	+393%
<b>CHL</b> *****								
R24	0,05	137	156	0,17 <sup>A</sup>	814	0,03	0,41	8,2
QFR		137	156	0,68 <sup>B</sup>	108	0,20	2,75	55
QFT		137	156	0,75 <sup>B</sup>	113	0,25	2,90	58
QFR/R24				+300%		+567%	+571%	+571%
QFT/R24				+341%		+733%	+607%	+607%
<b>BPC</b> *****								
R24	1,0	15	156	0,23 <sup>A</sup>	988	0,01	1,02	1,02
QFR		15	156	1,19 <sup>B</sup>	104	0,31	4,72	4,72
QFT		15	156	1,65 <sup>C</sup>	105	0,51	6,18	6,18
QFR/R24				+417%		+3000%	+363%	+363%
QFT/R24				+617%		+5000%	+506%	+506%
<b>TOX</b> *****								
R24	0,2	32	156	0,31 <sup>A</sup>	1324	0,00	1,11	5,55
QFR		32	156	1,86 <sup>B</sup>	112	0,39	7,88	39,4
QFT		32	156	2,10 <sup>C</sup>	117	0,46	8,43	42,15
QFR/R24				+500%		Indéterminé	+610%	+610%
QFT/R24				+577%		Indéterminé	+659%	+659%

\* ANCOVA non paramétrique suivi de tests de «t» avec correction de Bonferroni ( $P < 0,05$ ).

\*\* La valeur utilisée pour le poids corporel a été mesurée, rapportée ou est la moyenne des poids mesurés pour le groupe d'âge par genre, dans l'ordre de priorité d'information.

\*\*\* Ajusté en fonction de la taille de la communauté, du sexe, de l'âge et de la saison.

\*\*\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996).

\*\*\*\*\* **HG** = mercure; **CHL** = chlordanes; **BPC** = biphényles polychlorés; **TOX** = toxaphène.

**Tableau VIII:** Apport moyen\* en mercure et en organochlorés ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour)\*\* de la population de Kitikmeot ( $n=300$ ) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé à partir de la banque de contaminants de Chan (1998).

Contaminant et Base de données	DJA****			Pourcentiles				
	$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	$n>\text{DJA}$	$n>0$	Moyenne***	CV*** (%)	Médiane	95e	95°/DJA
<b>HG</b> *****								
R24	0,71	58	172	0,83 <sup>A</sup>	251	0,08	3,29	4,70
QFR		58	172	2,09 <sup>B</sup>	93	1,03	6,35	9,07
QFT		58	172	4,67 <sup>C</sup>	85	1,90	15,01	21,44
QFR/R24				+152%		+1188%	+93%	+93%
QFT/R24				+463%		+2275%	+356%	+356%
<b>CHL</b> *****								
R24	0,05	143	172	0,17 <sup>A</sup>	841	0,04	0,43	8,60
QFR		143	172	0,37 <sup>B</sup>	201	0,13	6,35	9,07
QFT		143	172	0,48 <sup>B</sup>	184	0,21	1,37	27,4
QFR/R24				+118%		+225%	+1377%	+1377%
QFT/R24				+182%		+425%	+219%	+219%
<b>BPC</b> *****								
R24	1,0	10	172	0,25 <sup>A</sup>	973	0,02	0,57	0,57
QFR		10	172	0,71 <sup>B</sup>	180	0,21	2,32	2,32
QFT		10	172	1,40 <sup>C</sup>	128	0,44	4,71	4,71
QFR/R24				+184%		+950%	+307%	+307%
QFT/R24				+460%		+2100%	+726%	+726%
<b>TOX</b> *****								
R24	0,2	44	172	0,31 <sup>A</sup>	1379	0,00	0,67	3,35
QFR		44	172	0,97 <sup>B</sup>	222	0,22	3,37	16,85
QFT		44	172	1,38 <sup>B</sup>	184	0,40	4,77	23,85
QFR/R24				+213%		Indéterminé	+403%	+403%
QFT/R24				+345%		Indéterminé	+612%	+612%

\* ANCOVA non paramétrique suivi de tests de «t» avec correction de Bonferroni ( $P < 0,05$ ).

\*\* La valeur utilisée pour le poids corporel a été mesurée, rapportée ou est la moyenne des poids mesurés pour le groupe d'âge par genre, dans l'ordre de priorité d'information.

\*\*\* Ajusté en fonction de la taille de la communauté, du sexe, de l'âge et de la saison.

\*\*\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996).

\*\*\*\*\* **HG** = mercure; **CHL** = chlordane; **BPC** = biphényles polychlorés; **TOX** = toxaphène.

**Tableau IX:** Apport moyen\* en mercure et en organochlorés ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour)\*\* de la population de Kivalik ( $n=341$ ) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé à partir de la banque de contaminants de Chan (1998).

Contaminant et Base de données	DJA****			Pourcentiles				
	$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	$n>\text{DJA}$	$n>0$	Moyenne***	CV*** (%)	Médiane	95e	95°/DJA
<b>HG</b> *****								
R24	0,71	65	202	0,96 <sup>A</sup>	211	0,09	4,33	6,19
QFR		65	202	1,37 <sup>A</sup>	141	0,48	4,42	6,31
QFT		65	202	2,31 <sup>B</sup>	171	0,74	7,03	10,04
QFR/R24				+43%		+433%	+2%	+2%
QFT/R24				+141%		+722%	+62%	+62%
<b>CHL</b> *****								
R24	0,05	185	202	0,50 <sup>A</sup>	285	0,08	2,60	52,0
QFR		185	202	0,40 <sup>A</sup>	184	0,12	1,29	25,8
QFT		185	202	0,51 <sup>A</sup>	168	0,19	3,23	64,6
QFR/R24				-20%		+50%	-50%	-50%
QFT/R24				+2%		+138%	+24%	+24%
<b>BPC</b> *****								
R24	1,0	28	202	0,69 <sup>A</sup>	340	0,02	3,99	3,99
QFR		28	202	0,63 <sup>A</sup>	200	0,13	2,18	2,18
QFT		28	202	0,91 <sup>A</sup>	195	0,19	3,23	3,23
QFR/R24				-9%		+550%	-45%	-45%
QFT/R24				+32%		+850%	-19%	-19%
<b>TOX</b> *****								
R24	0,2	65	202	1,19 <sup>A</sup>	359	0,00	7,28	36,4
QFR		65	202	1,01 <sup>A</sup>	211	0,19	3,60	18,0
QFT		65	202	1,34 <sup>A</sup>	186	0,25	5,50	27,5
QFR/R24				-15%		Indéterminé	-51%	-51%
QFT/R24				+13%		Indéterminé	-24%	-24%

\* ANCOVA non paramétrique suivi de tests de «t» avec correction de Bonferroni ( $P < 0,05$ ).

\*\* La valeur utilisée pour le poids corporel a été mesurée, rapportée ou est la moyenne des poids mesurés pour le groupe d'âge par genre, dans l'ordre de priorité d'information.

\*\*\* Ajusté en fonction de la taille de la communauté, du sexe, de l'âge et de la saison.

\*\*\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996).

\*\*\*\*\* **HG** = mercure; **CHL**= chlordane; **BPC**= biphényles polychlorés; **TOX**= toxaphène.

**Tableau X:** Apport moyen\* en mercure et en organochlorés ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour)\*\* de la population de Baffin ( $n=522$ ) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé à partir de la banque de contaminants de Chan (1998).

Contaminant et Base de données	DJA****				Pourcentiles			
	$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	n>DJA	n>0	Moyenne***	CV*** (%)	Médiane	95e	95°/DJA
<b>HG</b> *****								
R24	0,71	207	326	1,86 <sup>A</sup>	114	0,19	7,76	11,09
QFR		207	326	2,47 <sup>B</sup>	81	1,55	7,15	10,20
QFT		207	326	3,61 <sup>C</sup>	113	2,25	10,19	14,56
QFR/R24				+33%		+716%	-8%	-8%
QFT/R24				+94%		+1084%	+31%	+31%
<b>CHL</b> *****								
R24	0,05	288	324	0,71 <sup>A</sup>	209	0,09	5,36	107,2
QFR		288	324	0,63 <sup>A</sup>	122	0,29	2,23	44,6
QFT		288	324	0,71 <sup>A</sup>	126	0,33	2,30	46
QFR/R24				-11%		+222%	-58%	-58%
QFT/R24				0%		+267%	-57%	-57%
<b>BPC</b> *****								
R24	1,0	78	326	1,17 <sup>A</sup>	208	0,04	8,56	8,56
QFR		78	326	1,11 <sup>A</sup>	118	0,54	3,71	3,71
QFT		78	326	1,38 <sup>A</sup>	133	0,73	4,34	4,34
QFR/R24				-5%		+1250%	-57%	-57%
QFT/R24				+18%		+1725%	-49%	-49%
<b>TOX</b> *****								
R24	0,2	140	324	1,89 <sup>A</sup>	235	0,01	15,52	77,6
QFR		140	324	1,65 <sup>A</sup>	134	0,64	6,24	31,2
QFT		140	324	1,89 <sup>A</sup>	137	0,79	6,59	32,95
QFR/R24				-13%		+6300%	-60%	-60%
QFT/R24				0%		+7800%	-58%	-58%

\* ANCOVA non paramétrique suivi de tests de «t» avec correction de Bonferroni ( $P < 0,05$ ).

\*\* La valeur utilisée pour le poids corporel a été mesurée, rapportée ou est la moyenne des poids mesurés pour le groupe d'âge par genre, dans l'ordre de priorité d'information.

\*\*\* Ajusté en fonction de la taille de la communauté, du sexe, de l'âge et de la saison.

\*\*\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996).

\*\*\*\*\* **HG** = mercure; **CHL** = chlordanes; **BPC** = biphényles polychlorés; **TOX** = toxaphène.

**Tableau XI:** Apport moyen\* en mercure et en organochlorés ( $\mu\text{g}/\text{kg}$  poids corporel/jour)\*\* de la population du Labrador ( $n=417$ ) selon trois méthodes d'enquêtes alimentaires: le rappel de 24 heures (R24), le questionnaire de fréquence restreint aux aliments partagés avec le rappel de 24 heures (QFR) et le questionnaire de fréquence total (QFT), et calculé à partir de la banque de contaminants de Chan (1998).

Contaminant et Base de données	DJA****			Pourcentiles				
	$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	n>DJA	n>0	Moyenne***	CV*** (%)	Médiane	95e	95°/DJA
<b>HG</b> *****								
R24	0,71	82	235	0,60 <sup>A</sup>	347	0,05	2,67	3,81
QFR		82	235	1,26 <sup>B</sup>	156	0,83	3,59	5,13
QFT		82	235	3,11 <sup>C</sup>	129	1,82	9,19	13,13
QFR/R24				+110%		+1550%	+34%	+35%
QFT/R24				+418%		+3540%	+244%	+245%
<b>CHL</b> *****								
R24	0,05	149	220	0,03 <sup>A</sup>	4603	0,00	0,31	6,2
QFR		149	220	0,14 <sup>B</sup>	541	0,05	0,46	9,2
QFT		149	220	0,23 <sup>C</sup>	375	0,10	0,72	14,4
QFR/R24				+367%			+48%	+48%
QFT/R24				+667%			+132%	+132%
<b>BPC</b> *****								
R24	1,0	19	235	0,08 <sup>A</sup>	3034	0,01	0,89	0,89
QFR		19	235	0,37 <sup>B</sup>	345	0,20	1,18	1,18
QFT		19	235	0,98 <sup>C</sup>	185	0,52	3,28	3,28
QFR/R24				+363%		+1900%	+33%	+33%
QFT/R24				+1125%		+5100%	+269%	+269%
<b>TOX</b> *****								
R24	0,2	48	220	0 <sup>A</sup>	Indét	0,00	0,49	2,45
QFR		48	220	0,36 <sup>B</sup>	597	0,09	1,34	6,70
QFT		48	220	0,72 <sup>C</sup>	356	0,25	2,28	11,4
QFR/R24				Indét		Indét	+173%	+173%
QFT/R24				indét		Indét	+365%	+365%

\* ANCOVA non paramétrique suivi de tests de «t» avec correction de Bonferroni ( $P < 0,05$ ).

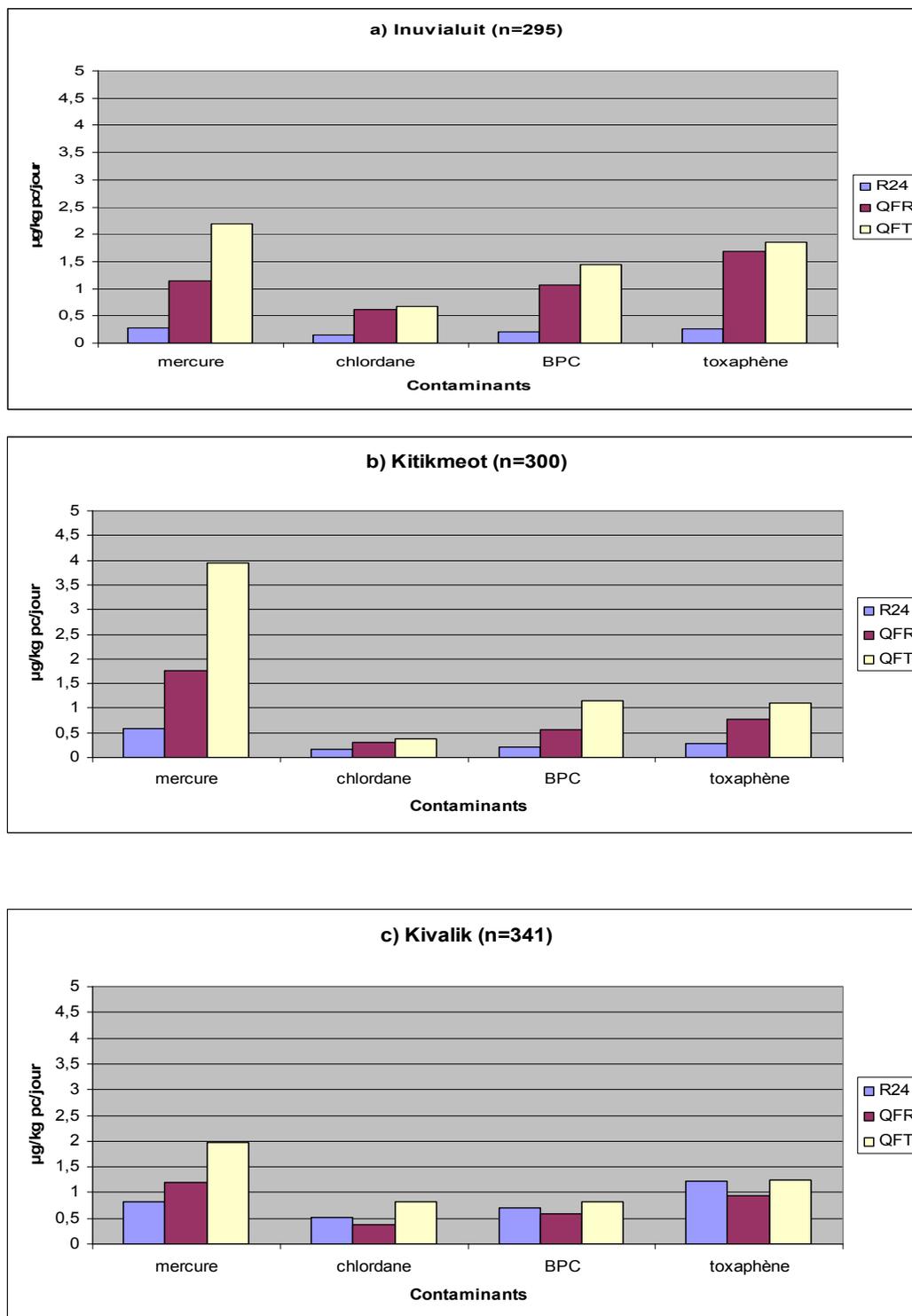
\*\* La valeur utilisée pour le poids corporel a été mesurée, rapportée ou est la moyenne des poids mesurés pour le groupe d'âge par genre, dans l'ordre de priorité d'information.

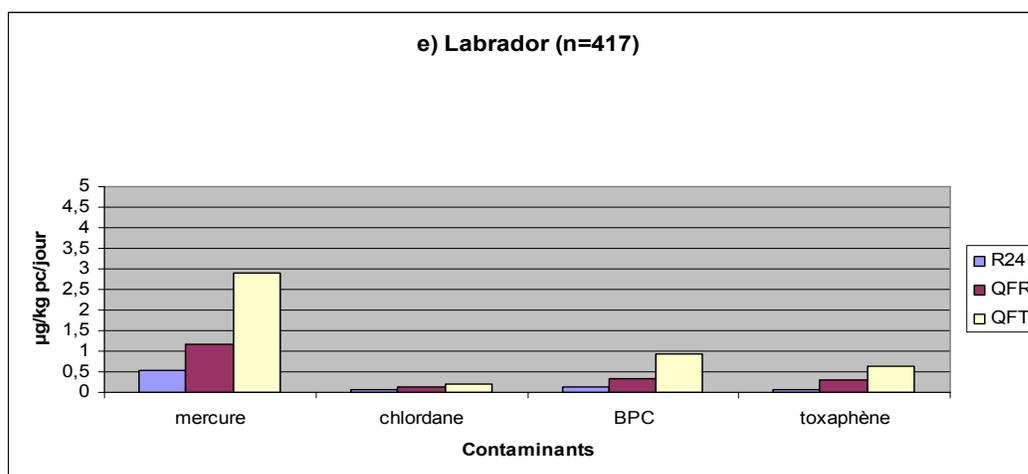
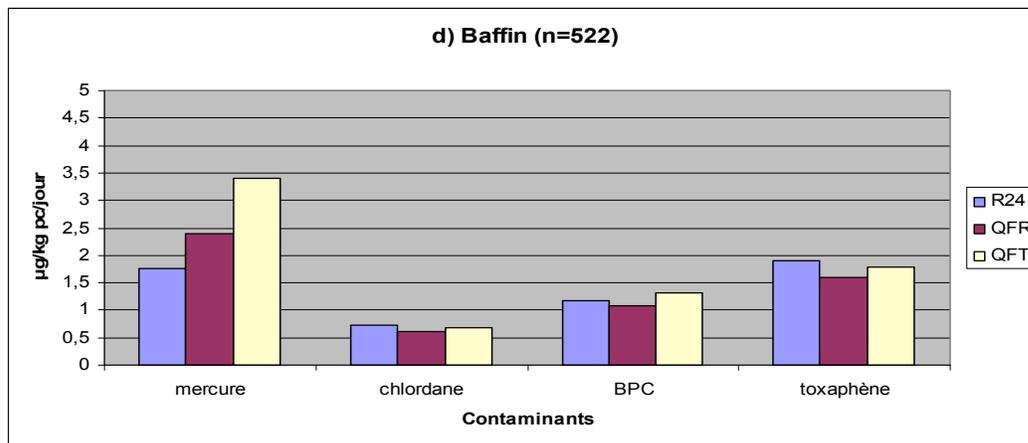
\*\*\* Ajusté en fonction de la taille de la communauté, du sexe, de l'âge et de la saison.

\*\*\*\* Dose Journalière Admissible (WHO, 1996).

\*\*\*\*\* **HG** = mercure; **CHL** = chlordane; **BPC** = biphényles polychlorés; **TOX** = toxaphène.

**Figure 5 :** Moyenne ( $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{poids corporel}/\text{jour}$ ) des niveaux d'exposition aux contaminants calculée à partir du rappel de 24 heures, du questionnaire de fréquence restreint et du questionnaire de fréquence total et à partir de la banque de Chan (1998).





## 6. DISCUSSION

### 6.1 MISE À JOUR DES NIVEAUX D'EXPOSITION AUX CONTAMINANTS CHEZ LES INUITS

De nouveaux estimés d'exposition ont été calculés en vue de faire un suivi des niveaux d'exposition aux contaminants préoccupants chez certains groupes Inuits (Kuhnlein et al., 2000). Ces niveaux d'exposition étaient préoccupants dans la mesure où certains d'entre eux dépassaient la DJA. Le chlordane et le toxaphène étaient les contaminants qui excédaient le plus les directives en ce qui concerne l'alimentation (Kuhnlein and Receveur, 2001). Ces estimés, établis en 1998 et en 1999, ont été publiés en 2000. Une mise à jour a été suggérée par le NCP, sept ans plus tard.

Les niveaux d'exposition ont été calculés pour la population combinée des Inuits du Nunavut, d'Inuvialuit et du Labrador, mais aussi pour celle de chacune de ces régions. Nous avons ainsi pu comparer ces estimés avec ceux de 2000. Ce calcul est pertinent étant donné que ces différentes régions présentent des profils alimentaires en nourriture traditionnelle qui sont parfois distinctifs, comme il sera discuté plus loin. L'exposition totale aux organochlorés n'a pas changé de façon importante d'après l'ensemble des Tableaux et Figures. Lorsqu'il y a des changements, ils affectent plus les queues des distributions, en l'occurrence le 95<sup>e</sup> percentile, que la moyenne ou la médiane. Le 95<sup>e</sup> percentile représente les 5% des plus grands consommateurs (RECACII, 2003). Ceci pouvait être prévu étant donné que la plus grande différence dans les concentrations de contaminants se retrouve dans le lard du morse et qu'un total de seulement 2,2 kg a été consommé selon les 1875 rappels de 24 heures.

En s'appuyant sur les nouvelles données populationnelles sur les contaminants comme sur le rappel de 24 heures, on peut conclure que seule l'exposition au toxaphène diminue de façon significative, en l'occurrence de 33%. L'exposition au BPC reste identique. L'apport moyen en mercure augmente de 17% par rapport au niveau enregistré en 2000 (Kuhnlein et al., 2000). L'apport médian et l'apport du groupe du 75<sup>e</sup> percentile pour chacun des organochlorés et pour le mercure sont sous la DJA. L'apport moyen est légèrement plus élevé que la DJA pour le chlordane et le toxaphène. Il est à noter que les

moyennes des organochlorés sont plus élevées que la médiane et donc que ces moyennes sont fortement influencées par les percentiles extrêmes, qui constituent une fraction de la population. Au 99<sup>e</sup> percentile, qui représente 1% au plus de la population, l'exposition au mercure augmente de 7,0 à 7,9 µg/kg pc/jour. Ce niveau d'exposition au mercure est onze fois plus élevé que la DJA.

Au niveau régional, les apports moyens en chlordane calculés en 2007 demeurent préoccupants à Inuvialuit, Kivalik et Baffin, où ils dépassent la DJA tout comme en 2000 (Kuhnlein, 2000). Les apports moyens en BPC demeurent dans toutes les régions sous la DJA. Les apports moyens en toxaphène demeurent au-dessus de la DJA à Inuvialuit, à Kivalik et à Baffin. Les niveaux d'exposition pour tous les organochlorés à l'étude sont les plus élevés à Baffin, plus particulièrement pour les BPC et le toxaphène.

À la lumière de ces résultats, Il paraît approprié de continuer à faire le suivi des niveaux de contaminants chez les Inuits de l'Arctique canadien, puisque ces estimés demeurent chez certains groupes et individus au-dessus de la DJA.

Les estimés d'apports en organochlorés peuvent être considérés mis à jour étant donné que les cinq types de nourriture pour lesquels il y a des nouvelles données disponibles constituent la plus grande part de l'exposition totale d'après Kuhnlein et al. (2000). Ces cinq types de nourriture traditionnelle constituent selon leur étude 86,3% de l'apport en chlordane, 75,9% de l'apport en BPC et 86% de l'apport en toxaphène pour la saison d'automne.

Pour le mercure, toutefois, il n'y a pas de données mises à jour disponibles pour quelques contributeurs principaux: plus de données sont nécessaires pour le caribou, le narval, le muktuk du béluga et la truite de lac pour mettre à jour de façon significative les niveaux d'exposition. En effet, les nouvelles données portent sur des aliments qui contribuent pour seulement 33,2% de l'apport en mercure pour la saison d'automne d'après Kuhnlein et al. (2000). L'incertitude liée à la précision des estimés d'exposition est fonction de types de marges d'erreur. Dans cette étude, seules les marges d'erreur attribuables à la méthode d'enquête alimentaire et à l'évaluation des niveaux de contaminants dans les

aliments ont été mesurées. Il ressort que la marge d'erreur due à la méthode d'enquête alimentaire est plus élevée que celle due à la précision du niveau de contaminants dans les groupes d'aliments.

## **6.2 VARIATION RELATIVE AUX MÉTHODES D'ESTIMATION DES APPORTS ALIMENTAIRES**

À cause des variations alimentaires qui sont courantes dans les collectivités autochtones, il est difficile d'évaluer les quantités d'aliments consommés à partir des enquêtes sur les régimes alimentaires, celles-ci ne mesurant bien souvent que la consommation pendant deux ou trois périodes de 24 heures réparties dans toute une année. L'abondance et la disponibilité des diverses espèces diffèrent selon les régions, les saisons et les années. Ce sont des causes naturelles de variation de la consommation d'aliments traditionnels. En plus de quelques aliments de consommation courante, on peut consommer une grande variété d'aliments provenant du milieu sur une base saisonnière ou occasionnelle, parfois en très grande quantités journalières sur de courtes périodes (RECAC1, 1997).

De façon générale, les apports alimentaires calculés dans cette étude à l'aide du rappel de 24 heures sont sous-estimés, tandis que ceux calculés à l'aide du questionnaire de fréquence total sont surestimés, comme on le vérifie dans la littérature (Willett, 1998). Les estimés des apports alimentaires calculés d'après le QFT à Inuvialuit, Kitikmeot et au Labrador sont éloignés de ceux calculés avec le R24 pour plusieurs groupes d'aliments: organes d'animaux terrestres, organes de mammifères marins, gras de mammifères marins, poissons et oiseaux. Les apports estimés à partir du QFR se rapprochent davantage de ceux estimés à partir du R24.

Il est important de mentionner les circonstances dans lesquelles ces méthodes ont été employées afin d'interpréter adéquatement l'écart des estimés d'une méthode à l'autre. Le rappel de 24 heures a été administré à deux reprises dans deux saisons différentes, tout comme le questionnaire de fréquence. Il a été administré au mois de décembre et au mois d'avril. Ces mois représentent respectivement la basse et la haute saison de consommation de nourriture traditionnelle. Néanmoins, il se peut que ces rappels de 24 heures ne soient pas tout à fait représentatifs de la nourriture consommée typiquement au

quotidien ou de la nourriture consommée tout au long de l'année, qui, on le sait, varie d'une saison à une autre (RECACII, 2003). Le questionnaire de fréquence a aussi été administré en décembre et en avril et concernait à chaque fois les trois mois précédents, en l'occurrence de septembre à décembre et de janvier à avril. Les deux méthodes couvraient donc des périodes qui se chevauchent, mais qui ne sont pas identiques. Le mois de mai par exemple n'est pas couvert, or l'apport d'oiseaux migratoires y est plus important. Il reste que les oiseaux contribuent peu à l'apport en organochlorés et en mercure d'après Kuhnlein et al (2000).

Les coefficients de variation (CV), représentant la dispersion relative liée à l'évaluation de l'apport moyen en grammes/jour pour les huit groupes d'aliments, sont les plus élevés lorsque les données du rappel de 24 heures sont employées et sont moins élevés lorsque ce sont celles du QFT. Cette tendance a pu être constatée dans toutes les régions. Les données issues du rappel de 24 heures sont donc plus dispersées que celles issues du QFT. Les groupes d'aliments dont les CV sont les plus élevés pour le R24 sont les organes d'animaux terrestres et les organes de mammifères marins. Il n'en demeure pas moins que parmi tous les groupes d'aliments, vingt-trois apports alimentaires moyens sur quarante ont des coefficients de variation au-dessus de 500%. La viande d'animaux terrestres présente des CV entre 99% et 210% dans toutes les régions et les poissons présentent des CV entre 200% et 395%.

Pour le QFR, ce sont les organes de mammifères marins qui présentent les CV les plus élevés et pour le QFT, ce sont les organes de mammifères marins et le gras de mammifères marins. Pour ces deux dernières méthodes de cueillette de données alimentaires et si l'on tient compte de tous les groupes d'aliments, il y a quatre apports alimentaires sur quarante dont les coefficients de variation sont au-dessus de 500%. Batal et al. (2004) ont utilisé des rappels de 24 heures et des questionnaires de fréquence pour quantifier des apports alimentaires par groupe d'aliment traditionnel. Les groupes d'aliments sélectionnés étaient la viande d'animaux terrestre, les poissons, les oiseaux et les plantes. Les coefficients de variations des estimés de consommation pour chacun des groupes sont similaires à nos CV pour les mêmes groupes.

Les organes d'animaux terrestres, les organes des mammifères marins et le gras des mammifères marins semblent être les groupes d'aliments les plus difficiles à quantifier avec justesse, et ce, à partir de toutes les méthodes d'enquête alimentaire. Ces trois groupes d'aliments sont moins consommés que les autres. En guise de comparaison, la viande d'animaux terrestres présente les CV les plus faibles et les apports alimentaires les plus élevés.

Étant donné que les CV liés aux apports alimentaires sont très élevés lorsqu'on emploie le R24 plutôt que le QFR ou le QFT, une enquête plus poussée a été effectuée. Afin de vérifier l'hypothèse selon laquelle les coefficients de variation étaient plus élevés pour un apport alimentaire plus faible, des coefficients de corrélations entre ces deux variables ont été mesurés et ont révélé une corrélation significative pour plusieurs groupes d'aliments. Les coefficients de corrélations ont des valeurs entre -0,35 et -0,83. Ces coefficients négatifs signifient que les deux variables varient en sens contraire. Une corrélation de 0 correspond à une absence de dépendance monotone (Falissard, 2005). Ces résultats, qui sont souvent significatifs d'un point de vue statistique, mettent en évidence la nécessité d'utiliser des instruments d'enquête alimentaire fiables et précis pour la mesure d'apports alimentaires plus faibles.

### **6.3 CONTRIBUTION DE LA VARIATION DUE AUX MÉTHODES D'ESTIMATION DES APPORTS ALIMENTAIRES AUX NIVEAUX D'EXPOSITION AUX CONTAMINANTS**

La contribution de la variation due aux différentes méthodes de cueillette de données alimentaires aux niveaux d'exposition aux contaminants a également été évaluée. Pour ce faire, les niveaux d'exposition ont été comparés en fonction du type d'enquête alimentaire seulement et ont été calculés avec une banque de contaminants fixe, en l'occurrence la banque de Chan (1998). Il s'avère que les estimations d'exposition aux contaminants sont grandement affectées par la méthode de cueillette de données alimentaires, particulièrement dans les régions où la consommation de nourriture traditionnelle est plus faible, comme Inuvialuit, Kitikmeot et le Labrador. Ces estimations reflètent évidemment les différences qui avaient d'abord été notées au niveau de l'apport alimentaire.

#### 6.4 CONTRIBUTION DE LA VARIATION DUE À LA BANQUE DE CONTAMINANTS

Dans le but d'évaluer la part de la source de variation attribuable à l'utilisation d'une banque de contaminants plutôt qu'une autre, la même méthode de collecte de données alimentaires a été utilisée, en l'occurrence le rappel de 24 heures, pour l'obtention des estimés qui ont été évalués d'après 3 banques sur les contaminants : celle de Chan (1998), de CINE originelle (Kuhnlein et al., 2000) et de CINE mise à jour dans cette étude en 2007, avec pour constat que les niveaux d'exposition varient peu, et ce, particulièrement lorsque la banque de CINE de 2000 et celle mise à jour en 2007 sont comparées. De façon notable, ils sont moins variables que les niveaux d'exposition calculés avec des types d'enquêtes alimentaires différents. Les estimés comportent toutefois des CV élevés dans certaines régions, plus particulièrement quand les niveaux d'exposition sont faibles.

Il est important, d'une part, de continuer à faire un suivi des contaminants dans l'alimentation traditionnelle puisqu'ils sont toujours présents en quantités non négligeables. D'autre part, on doit réfléchir à la précision des apports alimentaires estimés, à la fiabilité des méthodes de cueillette de données alimentaires utilisées présentement dans ce type d'étude, et enfin aux moyens d'améliorer ces résultats. Ces méthodes ne sont pas sans faille, comme on peut le confirmer dans la littérature (Willett, 1998; Lissner et al., 1998). Le rappel de 24 heures est un instrument faisant intervenir la mémoire à court terme et pouvant être source d'une grande variabilité, tandis que le questionnaire de fréquence vise à estimer les habitudes à long terme (Willett, 1998). En général, on reconnaît que les méthodes employées pour obtenir les données de fréquence entraînent une surestimation des quantités consommées, alors que les méthodes employées pour obtenir des données sur les périodes de rappels de 24 heures se traduisent par une sous-estimation de ces quantités (RECAC1, 1997). Par ailleurs, il est important de se demander si 1 ou 2 rappels de 24 heures par personne sont suffisants pour évaluer l'apport en contaminants quotidien général, alors que 3 ou 4 rappels de 24 heures par personne sont suggérés pour bien évaluer l'apport en nutriments (Willett, 1998).

## 7. CONCLUSION

Cette recherche constitue l'une des étapes menant à l'évaluation des risques posés par les niveaux d'exposition aux contaminants dans l'Arctique canadien. Les risques toxicologiques de niveaux d'exposition semblables ont pu être notés dans d'autres études (RECACII, 2003).

Les nouvelles données quant aux concentrations de contaminants pour des espèces importantes de l'alimentation traditionnelle n'affectent pas de façon notable les estimés d'exposition aux organochlorés et au mercure qui ont été calculés précédemment en 2000. Les estimés pour l'apport en organochlorés peuvent être considérés comme mis à jour, étant donné que les cinq types de nourriture traditionnelle pour lesquelles de nouvelles concentrations de contaminants étaient disponibles constituent la plus grande part de l'exposition totale. Pour le mercure, des données mises à jour pour le caribou, le béluga (muktuk) et la truite de lac seraient nécessaires à l'obtention d'estimés plus réalistes.

En ce qui concerne l'évaluation des apports alimentaires, il s'avère que ceux-ci sont généralement sous-estimés lorsqu'ils sont évalués à partir du rappel de 24 heures et surestimés lorsqu'ils le sont à partir du questionnaire de fréquence total. D'autre part, l'incertitude liée à la précision des estimés d'exposition aux contaminants est fonction de multiple types de marges d'erreur. Dans cette étude, seules les marges d'erreur attribuables à la méthode d'enquête alimentaire et à l'évaluation des niveaux de contaminants dans les aliments ont été mesurées. Il ressort alors que la marge d'erreur due à la méthode d'enquête alimentaire est plus élevée que celle due à la précision du niveau de contaminants dans les groupes d'aliments. Les estimés d'exposition sont particulièrement affectés par la méthode utilisée pour déterminer l'apport en nourriture traditionnelle, particulièrement lorsque la consommation de nourriture en question est faible.

De nouvelles méthodes de cueillette de données et d'estimation sont nécessaires pour les groupes d'aliments suivants : les organes d'animaux terrestres, les organes de mammifères marins ainsi que le gras de mammifères marin, étant donné que les coefficients de variation pour ces estimés en g/jour sont extrêmement élevés. De façon

générale, plus l'apport en nourriture traditionnelle est faible, plus la variation de cet estimé est élevée. L'utilisation d'autres méthodes d'enquêtes alimentaires, telles que la méthode de passe multiple automatisée avec le rappel de 24 heures, est à considérer dans la génération future d'estimés d'exposition aux contaminants, car elle fait preuve d'une grande précision dans d'autres populations. Le nombre de rappels de 24 heures nécessaire pour estimer la consommation des aliments rarement consommés pourrait toutefois être une limite majeure à leur utilisation.

Sur la base des données existantes, l'exposition aux organochlorés et au mercure chez les Inuits doit continuer d'être surveillée étant donné que des individus dépassent la DJA et qu'il existe peu d'informations sur les risques associés à cet excès.

Les recommandations alimentaires issues de l'évaluation de ces doses journalières probables de contaminants devraient être spécifiques aux populations locales. Elles devraient tenir compte des espèces contribuant le plus à l'exposition aux organochlorés et au mercure et aussi des limites que nous confrontons quant à la variabilité de nos estimés. Des recherches additionnelles sur les sources de variation de ces estimés sont nécessaires.

## 8. RÉFÉRENCES

Bard, SM. 1999. Global transport of anthropogenic contaminants and the consequences for the arctic marine ecosystem. *Mar Pollut Bull* 38: 356-379.

Barrie, LA; Gregor, D; Hargrave, B; Lake, R; Muir, DCG; Shearer, R and al. 1992. Arctic contaminants: sources, occurrence and pathways. *Science of the Total Environment* 122: 11-74.

Batal, M; Gray-Donald, K; Kuhnlein, HV; Receveur, O. 2005. Estimation of traditional food intake in indigenous communities in Denendeh and the Yukon. *International Journal of Circumpolar Health* 64: 1.

Beaton, GH. 1994. Approaches to analysis of dietary data: relationship between planned analyses and choice of methodology. *American Journal of Clinical Nutrition* 59(1): 253-261.

Berti, PR; Receveur, O; Chan, LHM, Kuhnlein, HV. 1997. Dietary exposure to chemical contaminants from traditional food among adult Dene/Métis in the Western Northwest Territories, Canada. *Environmental Research* 76(2): 131-142.

Bingham, SA. 1987. The dietary assessment of individuals; methods, accuracy, new techniques and recommendations. *Nutrition Abstracts and Reviews* 57: 705-742.

Bliss, RM. 2004. Researchers produce innovation in dietary recalls. *Agric Res* 52(6):10-12.

Brown. 2006. Do food frequency questionnaires have too many limitations? *Journal of the American Dietetic Association* 106(10): 1542.

Butler Walker, J; Houseman, J; Sedon, L; Tofflemire, K; Mills, C; Corriveau, A and al. 2005. Maternal and umbilical cord levels of mercury, lead, cadmium and essential trace elements in Arctic Canada. *Environment Research* 100(3): 295-318.

Butler Walker, J; Sedon, L; McMullen, E; Houseman, J; Tofflemire, K; Corriveau, A and al. 2003. Organochlorine levels in maternal and umbilical cord blood plasma in Arctic Canada. *Science of the Total Environment* 302 (1-3): 27-52.

Buzzard, IM. Estimating compliance bias and other sources of error in assessing dietary intake in a low fat diet intervention study. Proceedings of the second international conference on dietary assessment methods. Boston, MA: 1995; 13.

CACARII. 2003. *Canadian Arctic Contaminants Assessment Report*. Department of Indian Affairs and Northern Development, Ottawa, Ontario, Canada.

Campbell, LM; Norstrom, RJ; Hobson, KA; Muir, DCG; Backus, S; Fisk, AT. 2005. Mercury and other trace elements in a pelagic arctic marine food web (Northwater, Polynya, Baffin Bay). *Science of the Total Environment* 351-352: 247-263.

Chan, LHM; Receveur, O. 2000. Mercury in the traditional diet of indigenous peoples in Canada. *Environmental Pollution* 110 (1): 1-2.

Chan, LHM. 1998. A database for environmental contaminants in traditional foods in northern and Arctic Canada: development and applications. *Food Additive Contaminants* 15(20): 127-134.

Chan, LHM; Berti, P; Receveur, O; Kuhnlein, HV. 1997. Evaluation of the population distribution of dietary contaminant intakes in Arctic population using Monte Carlo statistics. *Environmental Health Perspectives* 105: 316-321.

Chan, LHM; Kim, C; Khoday, K; Receveur, O; Kuhnlein, HV. 1995. Assessment of dietary exposure to trace metals in Baffin Inuit food. *Environmental Health Perspectives* 103: 740-746

Daniel, WW. 2005. Biostatistics, a foundation for analysis in the health sciences. Wiley Series in Probability and Statistics.

Dewailly, E; Ayotte, P; Blanchet, C; Bruneau S; Carrier, G; Holub, B. Health risk assessment and elaboration of public health advices concerning food contaminants in Nunavik. Final contract report to F. Iverson. Health Canada, Ottawa, 1996c.

ESG (Environmental Sciences Group). 2002. Ecological risk assessment of pcb contaminated sediments at Saglek, Labrador. Royal Military College of Canada, Kingston, Ontario.

Evans, MS; Lockhart, WL; Doetzel, L; Low, G; Muir, DCG; Kidd, K; Stevens, G; Delaronde, J. 2005. Elevated mercury concentrations in fish in lakes in the Mackenzie River Basin: The role of physical, chemical, and biological factors. *Science of the total Environ* 351-352: 479-500.

Falissard, B. 2005. Comprendre et utiliser les statistiques dans les sciences de la vie. Éditions Masson, Paris.

Fisher, CE. 1987. Dietary studies in the United Kingdom. In Total Diet Studies in Europe. A Concerted Action Project on Nutrition and Health in the European Community, pp. 14-21. Zeist, The Netherland: TNO.

Fisk, AT; Holst, M; Hobson, KA; Duffe, J; Moisey, J; Norstrom, RJ. 2002c. Comparison of persistent organic pollutants (POPs) and enantiomeric signatures of chiral pollutants in ringed seals collected on the east and west side of the Northwater Polynya. *Arch. Environ. Contam. Toxicol* 42: 118-126.

Galal-Gorchev, H. 1993. Key elements of food contamination monitoring programmes. *Food Additives and Contaminants* 10: 1-4.

Gilsenan, MB; Gibney, MJ. 2004. Assessment of the influence of energy under-reporting on intake estimates of four food additives. *Food Additives and Contaminants* 21: 195-2003.

Guenther, PM; Kott, PS; Carriquiry, AL. 1997. Development of an approach for estimating usual nutrient intake distributions at the population level. *J Nutr* 127: 1106-1112

Harwood, LA; Norton, P; Day, B; Hall, P. 2000. The harvest of beluga whales in Canada's western arctic: hunter based monitoring of the size and composition of the catch. Canadian stock assessment secretariat; fisheries and ocean Canada, vol. 2000/141. Research Document, 24 pages.

Hebert, JR; Ockene, IS; Hurley, TG; Luippold, R; Well, AD; Harnatz, GM. 1997. Development and testing of a seven-day dietary recall. *Journal of Clinical Epidemiology* 50(8): 925-937.

Hobbs, KE; Muir, DCG; Michaud, M; Béland, P; Letcher, RJ; Norstrom, RJ. 2002. PCBs and organochlorine pesticides in blubber pesticides in blubber biopsies from free-ranging St-Lawrence River estuary beluga whales (*Delphinapterus leucas*), 1994-98. *Environmental Pollution*. In press.

Jacobson JL, Jacobson SW. 1997. Evidence for PCBs as neurodevelopmental toxicants in humans. *Neurotoxicology* 18 (2): 415-424.

Jain, M; McLaughlin, J. 2000. Validity of nutrient estimates by food frequency questionnaires based either on exact frequencies or categories. *Ann Epidemiology* 10: 354-360.

Krall, EA; Dwyer, JT; Coleman, KA. 1998. Factors influencing accuracy of dietary recall. *Nutr Res* 8: 829-841.

Krishnan K, Brodeur J. 1994. Toxic interactions among environmental pollutants: corroborating laboratory observations with human experience. *Environmental Health Perspectives*. 102 (Suppl. 9): 11-17

Kroes, R; Muller, D; Lambe, J; Lowik, MR; van Kaveren, J; Kleiner, J; Massey, R; Mayer, S; Urieta, I, Verger, P; Visconti, A. 2002. Assessment of intake from the diet. *Food and chemical Toxicology* 40: 327-385.

Kuhnlein, HV; Chan, LHM; Receveur, O. 2005. Canadian arctic indigenous peoples, traditional food systems and POPs. *Senri Ethnological Studies* 67: 391-408.

Kuhnlein, HV, Chan, LHM; Receveur, O. 2001. Traditional food systems research with Canadian Indigenous Peoples. *International Journal of Circumpolar Health* 60 (2): 112-122.

Kuhnlein, HV; Receveur, O. 2001. Personal communication. Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment (CINE), Ste-Anne-de-Bellevue, Québec.

Kuhnlein, HV; Receveur, O; Chan, LHM; Loring, E. 2000. Assessment of Dietary Benefit/Risk in Inuit Communities. Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment (CINE), McGill University, 377 pages. (ISBN#0-7717-0558-1)

Kuhnlein, HV; Chan, LHM. 2000. Environmental and contaminants in traditional food systems of northern indigenous peoples. *Annu. Rev. Nutr.* 20: 595-626.

Kuhnlein, HV; Receveur, O; Muir, D; Chan, LHM; Soueida, R. 1995. Dietary exposure to organochlorines for arctic indigenous women. *Journal of Nutrition* 125: 2501-2510.

Kuhnlein, HV; Soueida, R. 1992. Use and Nutrient Composition of Traditional Baffin Inuit Foods. *Journal of Food Composition and Analysis* 5: 112-126.

Kroes, R; Muller, D; Lambe, J; Lowik, MR; van Kaveren, J; Kleiner, J; Massey, R; Mayer, S; Urieta, I, Verger, P; Visconti, A. 2002. Assessment of intake from the diet. *Food and chemical Toxicology* 40: 327-385.

Lambe, J. 2002. The use of food consumption data in assessment of exposure to food chemicals including the application of probabilistic modelling. *Proceedings of the Nutrition Society* 61: 11-18.

Lamoureux, K. 2008. Variation annuelle de la consommation de nourritures traditionnelles dans le delta du Mackenzie. Mini-mémoire, Université de Montréal.

Last, JM. 2000. A dictionary of Epidemiology. Oxford University Press.

Lawrie, CA; Rees, NMA. 1996. The approach adopted in the UK for the estimation of the intake of food additives. *Food additives and contaminants* 13: 411-416.

Li, YF; Bidleman, TF; Barrie, LA; McConnell, LL. 1998. Global hexachlorocyclohexane use trends and their impact on the arctic atmospheric environment. *Geophys Research Lett* 25: 39-41.

Li, YF; Macdonald, RW, Ma, JM; Hung, H; Venkatesch, S. Historical  $\alpha$ -HCH budget in the Arctic Ocean: the Arctic Mass Balance Box Model (AMBBM). 2004. *Science of the Total Environment* 324: 115-139.

Lissner, L; Heitmann, B; Lindroos, AK. 1998. Measuring intake in free-living human subjects: a question of bias. *Proceedings of the Nutrition Society* 57: 333-339.

Lockhart, WL; Stern, GA; Low, G; Hendzel, M; Boila, G; Roach, P; Evans, MS.; Billeck, BN; DeLaronde, J; Friesen, S; Kidd, K; Atkins, S; Muir, DCG; Stoddart, M; Stephens, G; Stephenson, S; Harbicht, S; Snowshoe, N; Grey, B; Thompson, S; DeGraff, N. 2005. A history of total mercury in edible muscle of fish from lakes in northern Canada. *Science of the Total Environment* 351-352: 427-463

Macdiarmid, JI and Blundell, JE. 1997. Short report. Dietary under-reporting: what people say about recording their food intake? *European Journal of Clinical nutrition* 51: 199-200.

Metcalfe, C; Metcalfe, T; Ray, S; Paterson, G; Koenig, B. 1999. Polychlorinated biphenyls and organochlorine compounds in brain, liver and muscle of beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the Arctic and St-Lawrence estuary. *Mar. Environmental Research* 47: 1-15.

Muckle, G; Ayotte, P; Dewailly, É; Jacobson, SW, Jacobson, JL. 2001a. Determinants of polychlorinated biphenyls and methylmercury exposure in Inuit women of childbearing age. *Environment Health Perspectives* 109 (9): 957-63.

Muckle, G; Ayotte, P; Dewailly, É; Jacobson, SW, Jacobson, JL. 2001b. Prenatal exposure of the northern Quebec Inuit infants to environmental contaminants. *Environment Health Perspectives* 109 (9): 1291-9.

Muir, DCG; Russel G, Shearer; Van Oostdam, J; Donaldson, SG; Furgal, C. 2005. Contaminants in Canadian arctic biota and implications for human health: Conclusions and knowledge gaps. *Science of the Total Environment* 351-352: 539-546.

Muir, DCG; Wang, X; Bright, D; Lockhart, L; Köck, G. 2005. Spatial and temporal trends of mercury and other metals in landlocked char from lakes in Canadian Arctic Archipelago. *Science of the Total Environment* 351-352:464-478.

Muir, DCG; Fisk, A; Kwan, M. 2002. Temporal trends of persistent organic pollutants and metals in ringed seals from the Canadian Arctic. In: *Synopsis of research conducted under the 2000/01 Northern Contaminant Program*. S. Kalthok (ed). Indian and Northern affairs Canada, Ottawa: 208-214.

Muir, DCG; Riget, F; Cleemann, M; Skaare, J; Kleivane, L; Nakata, H; Dietz, R; Sverinsen, T; Tanabe, S. 2000c. Circumpolar trends of PCBs and organochlorine pesticides in the Arctic marine environment inferred from levels in ringed seals. *Environ. Sci. Technology* 34:2431-2438.

Muir, DCG; Kwan, M; Lampe, J. 2000a. Spatial trends and pathways of POPs and metals in fish, shellfish and marine mammals of Northern Labrador and Nunavik. In: *Synopsis of research conducted the 1999/00 Northern Contaminant Program*. S. Kalthok (ed). Environmental studies report. Indian and Northern affairs Canada, Ottawa: 191-201.

Muir, DCG; Norstrom, RJ. 2000. Geographical differences and time trends of persistent organic pollutants in the Arctic. *Toxicol Letters* 112/113:93–101

Muir, DCG; Kwan, M. 2000. Concentrations of PCBs and oc pesticides in walrus from Nunavik. Unpublished data. National Water Research Institute, Burlington, Ontario.

Muir, DCG; Kwan, M; Lampe, J. 1999a. Spatial trends and pathways of POPs and metals in fish, shellfish and marine mammals of Northern Labrador and Nunavik. In: *Synopsis of research conducted the 1998/99 Northern Contaminant Program*. S. Kalhok (ed). Environmental studies report. Indian and Northern affairs Canada, Ottawa: 165-171.

Muir, DCG; Braune, B; DeMarch, B; Norstrom, R; Wagemann, R; Lockhart, L and al. 1999b. Spatial and temporal trends and effects of contaminants in the Canadian arctic marine ecosystem: a review. *Science of the Total Environment* 230: 83-144.

Muir, DCG; Bidleman, TF; Stern, GA. 1999d. New persistent and bioaccumulative chemicals in arctic air, water/snow and biota. In: *Synopsis of research conducted under the 1997/98 Northern Contaminants Program*. S. Kalhok (ed). Environmental studies no.75. Indian and Northern affairs Canada, Ottawa: 165-169.

Muir, DCG; Wagemann, R; Hargrave, BT; Thomas, DJ; Peakall, DB; Norstrom, RJ. 1992a. Arctic marine ecosystem contamination. *Science of the Total Environment* 122: 75-134.

Muir, DCG; Ford, CA; Grift, NP, Stewart, REA, Bidleman, TF. 1992b. Organochlorine contaminants in narwhal (*Monodon monoceros*) from the Canadian Arctic. *Environ. Pollut* 75: 307-316.

Norstrom, RJ; Belikov, S; Born, EW; Garner, GW; Malone, B; Olpinski, S; Ramsey, MA; Schliebe, S; Stirling, I; Stishov, MS; Taylor, MK; Wiig, O. 1998. Chlorinated hydrocarbon contaminants in polar bears from eastern Russia, North America, Greenland and Svalbard: biomonitoring of arctic pollution. *Arch Environ Contam Toxicol* 35:354–367

Peterson, BJ. 2000. Probabilistic modelling: theory and practice. *Food Additives and Contaminants* 17(7): 591-599.

RECAC II : Rapport de l'évaluation des contaminants dans l'Arctique canadien. Phase II. 2003. Fisk, A.T; Hobbs, K et Muir, D.C.G. Ministère des Affaires indiennes et du Nord canadien, Ottawa, ON. xix + 175 p.

Rutishauser, I. HE. 2005. Dietary intake measurements. *Public Health Nutrition* 8(7a): 1100-1107.

Sandau, CD; Ayotte, P; Dewailly, E; Duffe, J; Norstrom, RJ. 2000. Analysis of hydroxylated metabolites of PCBs (OH-PCBs) and other chlorinated phenolic compounds in whole blood from Canadian Inuit. *Environ Health Perspect* 108:611–616.

Sempos, C; Looker, A; Johnson, C. 1991. The importance of within-person variability in estimating prevalence. *Monitoring Dietary Intakes*: 99-109.

Soueda, R; Kuhnlein, HV; Receveur, O. 1996. Dietary nutrient profiles of Canadian Baffin Island Inuit differ by food source, season and age. *Journal of the American Dietetic Association* 96(2): 155-162.

Stern, GA; MacDonald, CR; Armstrong, DA; Dunn, B; Fuchs, C; Harwood, L; Muir, DCG; Rosenburg, B. 2005. Spatial trends and factors affecting variation of organochlorine contaminants levels in Canadian Arctic beluga. *Science of the Total Environment* 351-352: 344-368.

Stern, GA; Braekevelt, E; Helm, PA; Bidleman, TF, Outridge, PM; Lockhart, WL; McNeeley, R; Rosenburg, B; Ikonomou, MG; Hamilton, P; Tomy, GT; Wilkinson, P. 2005. Modern and historical fluxes of halogenated organic contaminants to a lake in the Canadian Arctic, as determined from annually laminate sediment cores. *Science of the Total Environment* 345: 223-243.

Stern, GA; Ikonomou, M. 2003. Temporal trends of organochlorine contaminants in SE Baffin (Pangnirtung) beluga, 1982–2002. *Synopsis of research conducted under the 2001–2003 Northern Contaminants Program*. Indian and Northern Affairs Canada, Ottawa: 358–61.

Stern, GA. 2001. Unpublished data on POPs in beluga and narwhal. Dept of Fisheries and Oceans, Winnipeg, MB, Canada.

Stern, GA. 1999. Temporal trends of organochlorines contaminants in south-eastern Baffin beluga. In: *Synopsis of Research Conducted under the 1997/98 Northern Contaminant Program*. J. Jensen (ed.). Environmental Studies No. 75. Indian and Northern affairs Canada, Ottawa: 197-204.

Stern, GA; Addison, RF. 1999. Temporal trends of organochlorines in southeast Baffin beluga and Homan ringed seal. In: *Synopsis of Research Conducted under the 1998/99 Northern Contaminant Program*. S. Kalhok (ed.). Indian and Northern affairs Canada, Ottawa: 203-212.

Stern, GA; Muir, DCG; Segstro, MD; Dietz, R; Heide-Jorgensen, MP. 1994. PCB's and other organochlorine contaminants in white whale (*Delphinapterus leucas*) from west Greenland: variations with sex and age. *Medd Grøn, Biosci* 39: 243-257.

Van Oostdam, J; Donaldson, SG; Feeley, M; Arnold, D; Ayotte, P; Bondy, G; Chan, L; Dewailly, É; Furgal, C; Kuhnlein, HV and al. 2005. Human Health implications of

environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *Science of The Total Environment* (351-352): 165-246.

Van Oostdam, J; Gilman, A; Dewailly E, Usher, P; Wheatley, B; Kuhnlein, HV. 1999. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *Science of The Total Environment* 230: 1-282

Vose, D. 1996. *Quantitative Risk Analysis: A Guide to Monte Carlo Simulation Modelling*. Chichester, West Sussex: John Wiley and Sons Ltd.

Wagemann, R; S, Innis; Richard, PR. 1996. Overview and regional and temporal differences of heavy metals in Arctic whales and ringed seals in the Canadian Arctic. *Science of The Total Environment* 186: 41-66.

Wania, F; Mackay, D. 1993. Global fractionation and cold condensation of low volatility organochlorine compounds in polar regions. *Ambio* 22:10-18.

Weber JP. The AMAP ring test: a laboratory intercomparison program for POPs in human serum. Presented at the AMAP conference and workshop: impacts of pops and mercury on arctic environment and humans, Tromsp, Norway. January.

Willett. 1998. *Nutritional Epidemiology*. Oxford University Press.

Willett, W. 1994. Future directions in the development of food-frequency questionnaires. *American Journal Clin Nutrition* 59: (171s-174s).

Willett, W. 1990. Reproducibility and validity of food-frequency questionnaires. *Nutritional Epidemiology*: 92-126. New York: Oxford University Press.

Wolkers, H; Burkow, IC; Lyderson, C; Dahle, S; Monshouwer, M; Witkamp, RF. 1998. Congener specific PCB and polychlorinated camphene (toxaphene) levels in Svalbard ringed seals (*Phoca hispida*) in relation to sex, age, condition and cytochrome P450 enzyme activity. *Science of the Total Environment* 216:1-11.

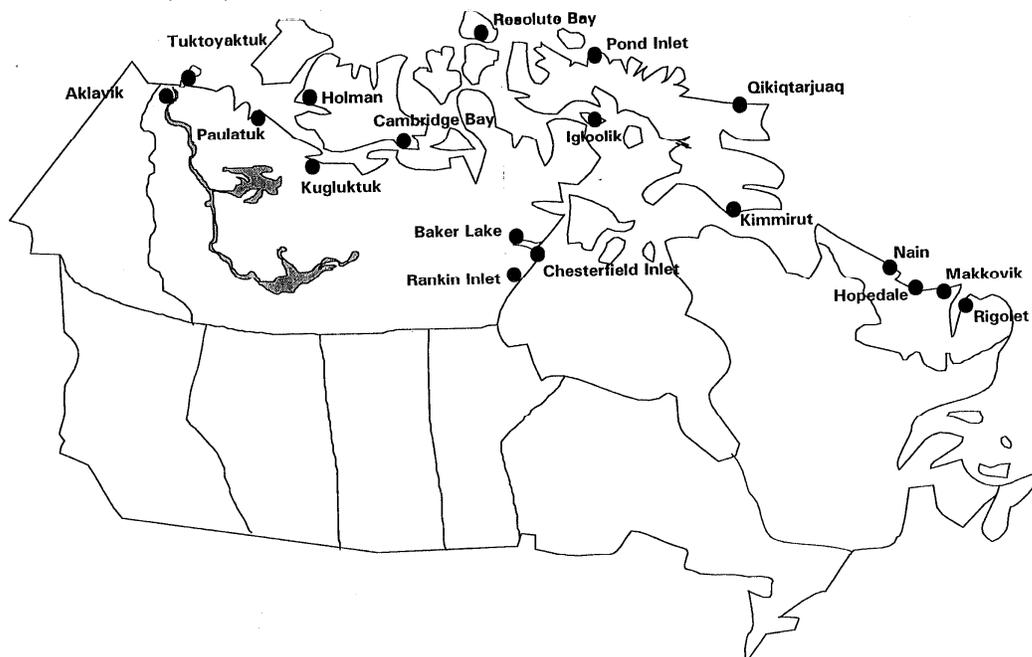
World Health Organization.1997. Food consumption and exposure assessment of chemicals. Food consumption and exposure assessment of chemicals. WHO/FSF/FOS/97 5. Geneva : FAO/WHO.

Wrieden, 2003. A short review of dietary assessment methods used in National and Scottish Research Studies. Briefing Paper Prepared for: Working Group on Monitoring Scottish Dietary Targets Workshop, September 2003.

Zar, J.H. 1999. *Biostatistical analysis*. 4th edition.

## 9. ANNEXES

**ANNEXE 1: Communautés inuites participantes dans l'évaluation de l'apport alimentaire d'après Kuhnlein et al. (2000).**



**ANNEXE 2: Concentrations de contaminants organochlorés pour de nouveaux échantillons fournis par Dr. Stern, Dr. Muir et Dr. Evans (Stern et al., 2005; Lockhart et al., 2005).**

**Morse : chlordanes, BPC et toxaphène**

Location	A	Partie	G	N	Age	é*	% lipide	é	CHL	é	BPC	é	TOX	é
Hall Beach	00	lard	M	4	nd	nd	75,13	9,47	0,2714	0,0432	0,1472	0,0444	0,6259	0,2128
Hall Beach	04	lard	F	5	9,40	1,14	84,83	4,73	0,1360	0,0829	0,0779	0,0382	0,2514	0,1322
Hall Beach	04	lard	M	4	9,50	0,58	79,48	2,63	0,2679	0,0509	0,1739	0,0311	0,6198	0,0906
Igloolik	92	lard	F	2	6,50	9,19	79,45	3,95	0,4087	0,3268	0,1808	0,0722	0,8891	0,4207
Igloolik	92	lard	M	4	13,25	2,99	68,33	16,43	0,2429	0,0323	0,1306	0,0315	0,5663	0,1185
Igloolik	93	lard	M	5	18,60	3,21	79,29	13,43	0,1846	0,0760	0,1016	0,0429	0,4970	0,2644
Igloolik	96	lard	M	9	16,67	7,52	78,37	5,00	0,2377	0,0906	0,1415	0,0673	0,6069	0,3412

**Phoque annelé : chlordanes et BPC**

Location	A	Partie	G	N	Age	é*	% lipide	é	CHL	é	BPC	é
Arctic Bay	2004	lard	F	9			87,67	13,46	0,1032	0,0227	0,3945	0,1360
Gjoa Haven	2004	lard	F	10			92,30	1,70	0,1302	0,0475	0,5539	0,2038
Arviat	2005	lard	F	10			90,95	2,98	0,4207	0,4150	0,6710	0,3592
Resolute Bay	2005	lard	F	7			89,63	1,49	0,3003	0,2268	0,5960	0,5701
Sachs Har	2005	lard	F	9			93,05	2,44	0,3225	0,1562	0,7055	0,3398
Nain	2005	lard	F	8			88,62	4,01	0,2722	0,1174	0,8719	0,4112
Qikiqtarjuaq	2005	lard	F	7			93,98	1,59	0,1463	0,0326	0,2392	0,0546
GriseFiord	2003	lard	F	6			80,75	5,35	0,2248	0,0580	0,5663	0,1873
Inukjuak	2002	lard	F	8			75,81	19,02	0,1834	0,1126	0,6695	0,2856
Holman	2001	lard	F	5			85,69	10,68	0,3763	0,1246	0,3462	0,0666
Pangnirtung	2002	lard	F	7			87,86	3,13	0,2083	0,0611	0,5297	0,1395

**Béluga : chlordanes et BPC**

Location	A	Partie	G	N	Age	é*	% lipide	é	CHL	é	BPC	é
Sanik.	03	lard	M + F	10	9,55	5,57	86,50	4,25	1,4500	0,7230	2,5136	1,2959
Sanik.	98	lard	M	10	12,10	2,77	91,43	3,93	1,6455	0,8966	2,8561	1,6296
Sanik.	94	lard	M	15	15,13	4,94	92,45	2,73	2,0755	0,7653	3,4809	1,3623
Arviat	86	lard	M	9	9,78	6,03	94,88	2,64	3,7225	1,0484	7,1284	2,6665
Arviat	99	lard	M	10	12,10	4,75	90,29	3,29	1,4808	0,3973	3,0861	0,8407
Arviat	03	lard	M + F	34	9,37	4,74	85,24	10,56	1,2910	0,7413	1,4769	0,7837
Husky Lakes	89	lard	M	12	14,50	7,48	90,48	3,73	1,8576	0,6678	3,8000	1,5877
Hendr. Island	94	lard	M	10	16,70	5,40	94,34	2,80	1,6014	0,4955	3,9491	1,8195
Hendr. Island	95	lard	M	15	16,07	5,18	81,27	3,33	2,0762	1,0258	4,1766	1,4732
Hendr. Island	96	lard	M	10	13,75	3,40	92,43	4,55	1,8031	0,2740	4,2468	1,1469
Hendr. Island	01	lard	M	18	16,14	4,87	82,22	3,44	1,9324	0,8085	3,9867	1,7374
Hendr. Island	02	lard	M	9	15,22	4,06	90,94	2,24	1,4089	0,3513	2,7457	1,0337
Hendr. Island	03	lard	M	9	13,61	4,67	91,25	3,90	1,5565	0,3615	3,0844	1,4629
Hendr. Island	04	lard	M	10	nd	nd	85,14	6,82	2,9328	0,5357	4,8941	0,9488
Hendr. Island	05	lard	M	10	nd	nd	92,39	3,43	2,7168	1,7931	3,6331	1,9065
Repulse Bay	03	lard	M +	5	nd	nd	93,94	2,49	1,4232	0,4546	1,5724	0,5952

			F									
			M + F									
Iglulik	05	lard	M + F	5	nd	nd	92,18	2,78	1,8597	0,6039	2,2650	1,0688
Iqaluit	04	lard	M + F	7	nd	nd	91,76	6,20	1,3696	0,5372	2,2567	0,9648
Pang.	02	lard	m	6	nd	3,79	89,79	2,43	0,9566	1,1453	3,7229	0,7913
Pang.	05	lard	m	7	nd	nd	93,66	1,98	0,4391	0,7671	1,7807	1,1096

### Béluga : toxaphène

Location	A	Partie	G	N	Age	é	% lipide	é	TOX	é
Sanik.	03	lard	M + F	10	9,55	5,57	86,50	4,25	6,0989	2,5830
Sanik.	98	lard	M	10	12,10	2,77	91,43	3,93	3,8618	1,8303
Sanik.	94	lard	M	15	15,13	4,94	92,45	2,73	5,5777	1,5719
Arviat	86	lard	M	9	9,78	6,03	94,88	2,64	24,6674	8,4361
Arviat	99	lard	M	10	12,10	4,75	90,29	3,29	3,9354	1,1066
Arviat	03	lard	M + F	34	9,37	4,74	85,24	10,56	3,7916	1,9869
Husky Lakes	89	lard	M	12	14,50	7,48	90,48	3,73	4,5480	1,4625
Hendr. Island	94	lard	M	10	16,70	5,40	94,34	2,80	11,2074	6,7356
Hendr. Island	95	lard	M	15	16,07	5,18	81,27	3,33	6,7010	3,2073
Hendr. Island	96	lard	M	10	13,75	3,40	92,43	4,55	10,5193	4,7085
Hendr. Island	01	lard	M	18	16,14	4,87	82,22	3,44	6,2664	3,6346
Hendr. Island	02	lard	M	9	15,22	4,06	90,94	2,24	7,0245	3,3242
Hendr. Island	03	lard	M	9	13,61	4,67	91,25	3,90	6,1885	2,6001
Hendr. Island	04	lard	M	10	nd	nd	85,14	6,82	7,5541	2,3601
Hendr. Island	05	lard	M	10	nd	nd	92,39	3,43	5,6801	3,7760
Repulse Bay	03	lard	M+F	5	nd	nd	93,94	2,49	7,1758	1,8712
Iglulik	05	lard	M+F	5	nd	nd	92,18	2,78	6,3452	2,3294
Iqaluit	04	lard	M+F	7	nd	nd	91,76	6,20	7,4391	3,3226
Pang.	02	lard	m	6	nd	3,79	89,79	2,43	6,2716	1,9486
Pang.	05	lard	m	7	nd	nd	93,66	1,98	3,8355	1,9296

### Ombre chevalier : chlordan, BPC et toxaphène

Location	Année	Partie	G	N	CHL	é	BPC	é	TOX	é
Nunavut	2006	muscle		6	0,00487	0,00276	0,01155	0,00496	0,01381	0,0066

**Narval : chlordane, BPC, toxaphène**

Location	Année	Partie	G	n	% lipide	é	CHL	é	BPC	é	TOX	é
Arctic Bay	1987	lard	M	10	87,23	4,10	2,3534	0,5113	5,2691	1,1192	16,5497	
Arctic Bay	1999	lard	M	9	87,66	4,01	1,6292	0,4511	4,1805	1,7559	4,4553	1,9398
Arctic Bay	2004	lard	M	8	80,71	10,19	1,4496	0,8138	2,1906	1,2603	5,8207	3,2401
Arctic Bay	1999	lard	F	5			2,3097	1,4869	3,7109	2,8413	10,7053	6,5065
Pond Inlet	2000	lard	M	20	86,62	6,38	1,4380	0,7476	3,4454	1,6932	6,8129	3,1735
Pond Inlet	1999	lard	M	8	88,30	3,50	1,7049	0,4836	3,8882	1,1470	8,0393	2,4301
Pond Inlet	1999	lard	F	2	84,80	4,45	1,1999	0,5398	2,6603	1,0447	5,5035	2,0849
Clyde River	2004	lard	M	5	80,30	7,10	2,6022	0,6546	3,3496	1,2758	10,5901	4,4943
Clyde River	2004	lard	F	2	85,60	0,57	2,0346	0,4473	2,8715	0,4746	9,2407	1,0414
Grise Fiord	2003	lard	M	8	68,13	32,15	1,6141	0,7998	2,9808	1,2911	8,0716	4,5709

\*é : écart-type

**ANNEXE 3 : Nouvelles données pour le mercure en µg/ g poids frais provenant d'aliments traditionnels collectés par Dr. Evans et Dr. Muir.**

Espèce	Communauté	Année	Partie	n	Moyenne	é*	Moy géo	Min	Max
<b>Ombre chevalier</b>			muscle	6	0,05	0,02			
<b>Phoque annelé</b>	ArcticBay	04	foie	24	6,71	6,58	4,85	0,24	34,67
	Arviat	04	foie	25	7,57	10,89	3,83	0,31	44,02
	Arviat	05	foie	24	40,85	53,22	18,13	0,07	254,86
	Gjoa Haven	04	foie	16	8,26	12,93	1,47	0,18	40,02
	Nain	05	foie	25	3,20	2,67	2,21	0,25	9,78
	Pond Inlet	04	foie	23	5,91	8,50	2,67	0,32	34,28
	Qikiqtarjuaq	05	foie	19	9,11	9,32	7,01	3,02	45,40
	Resolute Bay	04	foie	22	5,13	3,80	4,07	1,18	15,73
	Resolute Bay	05	foie	10	9,39	6,77	7,05	2,00	20,97
	Sachs Har	05	foie	25	72,43	69,40	44,26	2,21	320,31
	Pangnirtung	06	foie	25	3,49	6,42	1,44	0,16	31,50
	Resolute Bay	06	foie	21	13,80	13,64	9,50	1,02	64,69
	Holman	06	foie	25	36,75	27,42	26,89	3,37	93,64
	Grise Fiord	03	foie	10	9,99	9,02	5,50	0,39	26,60
	Sachs Harbour	01	foie	10	37,51	72,97	8,72	0,72	240,00
	Pangnirtung	02	foie	10	2,87	2,84	1,63	0,27	7,44
	Inukjuaq	02	foie	10	45,69	41,73	23,71	0,56	146,00

\*é : écart-type

**ANNEXE 4: Distribution proportionnelle (%) des organochlorés pour les aliments les plus consommés par saison (Kuhnlein et al., 2000).**

<b>Automne</b>					
<b>Espèces</b>	<b>Partie</b>	<b>Poids (%)</b>	<b>CHL</b>	<b>BPC</b>	<b>TOX</b>
Caribou-B	chair	46,5	1,8	2,5	0,2
<b>Ombles chevalier</b>	<b>chair</b>	<b>13,4</b>	<b>2,8</b>	<b>2,1</b>	<b>4</b>
<b>Phoque annelé</b>	<b>chair</b>	<b>9</b>	<b>0,5</b>	<b>1,7</b>	<b>6,7</b>
Narval	muktuk*	2,7	1,4	5,4	0,1
Lapin	chair	2,2	0,1	0	0
Béluga	muktuk	2	3,7	3,9	2,2
Morse	chair	1,8	1,3	0,5	0,1
Bœuf musqué	chair	1,6	0,1	0,1	0
Phoque annelé	bouillon	1,5	0,1	0,8	0,1
Caribou	côtes	1,4	0,1	0,1	0
Saumon	chair	1,3	0,3	0,2	1,6
Truite de lac	chair	1,2	0,4	0,6	0,9
Spruce hen	chair	1,2	0	0	0
Phoque barbu	chair	1	0,2	1,3	0,6
Phoque barbu	intestins	1	0	0,6	0
Narval	lard**	1	27,6	33,2	28,8
Lagopède	chair	1	0	0	0
Canard	chair	0,8	0,5	1,7	0
<b>Béluga</b>	<b>huile</b>	<b>0,7</b>	<b>30,2</b>	<b>23,8</b>	<b>19,1</b>
<b>Morse</b>	<b>lard</b>	<b>0,6</b>	<b>24,7</b>	<b>16,1</b>	<b>33,9</b>
Phoque barbu	lard	0,2	0,4	1,3	0,4
Phoque annelé	lard	<b>0,1</b>	<b>1</b>	<b>0,7</b>	<b>0,2</b>
Ours polaire	gras	0	2,3	1,7	0,5
<b>Total %</b>		<b>92,2</b>	<b>99,5</b>	<b>98,3</b>	<b>99,4</b>
<b>Hiver</b>					
<b>Espèces</b>	<b>Partie</b>	<b>Poids (%)</b>	<b>CHL</b>	<b>BPC</b>	<b>TOX</b>
Caribou-b	chair	59,1	4,4	6,2	0,4
<b>Ombles chevalier</b>	<b>chair</b>	<b>11,4</b>	<b>4,8</b>	<b>3,2</b>	<b>7,4</b>
<b>Phoque</b>	<b>chair</b>	<b>5,9</b>	<b>0,6</b>	<b>1,9</b>	<b>8,9</b>

<b>annelé</b>					
Truite de lac	chair	2,1	1,2	2	2,9
Ours polaire	chair	2,1	3,1	6,4	0,2
Bœuf musqué	chair	1,9	0,2	0,2	0
Béluga	muktuk	1,8	6,6	7	4
Caribou	côtes	1,8	0,2	0,3	0
Morse	chair	1,2	1,8	0,6	0,1
Rock Cod	chair	1,2	0,2	0,1	0,3
Narval	muktuk	0,9	0,9	3,5	0,1
Phoque barbu	chair	0,4	0,1	1,1	0,5
<b>Béluga</b>	<b>huile</b>	<b>0,3</b>	<b>27,7</b>	<b>22,1</b>	<b>18,1</b>
<b>Narval</b>	<b>lard</b>	<b>0,3</b>	<b>19,1</b>	<b>23,3</b>	<b>20,6</b>
<b>Morse</b>	<b>lard</b>	<b>0,3</b>	<b>23,5</b>	<b>15,5</b>	<b>33,3</b>
Béluga	palme	0,2	0,6	0,6	1
<b>Phoque annelé</b>	<b>lard</b>	<b>0,2</b>	<b>3,2</b>	<b>2,3</b>	<b>0,6</b>
<b>Total %</b>		<b><u>91,1</u></b>	<b><u>98,2</u></b>	<b><u>96,3</u></b>	<b><u>98,4</u></b>

Notes:

a. En gras sont les aliments dont les concentrations de contaminants ont été mises à jour en 2007.

b. Le poids total de nourriture traditionnelle consommée était de 249 kg pour les 900 rappels à l'automne et de 261 kg pour les 975 rappels à la fin de l'hiver.

\* muktuk= gras sous-cutané + peau.

**ANNEXE 5: Distribution proportionnelle (%) du mercure (Hg) Pour les aliments les plus consommés par saison (Kuhnlein et al., 2000).**

<b>Automne</b>			
<b>Espèces</b>	<b>Partie</b>	<b>Poids (%)</b>	<b>Hg (%)</b>
Caribou-B	chair	46,5	21,5
<b>Ombre chevalier</b>	<b>chair</b>	<b>13,4</b>	<b>8,5</b>
<b>Phoque annelé</b>	<b>chair</b>	<b>9</b>	<b>22,6</b>
Narval	muktuk*	2,7	9,4
Lapin	chair	2,2	0
Béluga	muktuk	2	8,9
Morse	chair	1,8	0,9
Bœuf musqué	chair	1,6	0,1
Phoque annelé	bouillon	1,5	0,5
Caribou	côtes	1,4	1,2
Saumon	chair	1,3	0,4
Truite de lac	chair	1,2	6,9
Spruce hen	chair	1,2	0,1
Phoque barbu	chair	1	1,8
Phoque barbu	intestins	1	2,2
Narval	<b>lard **</b>	1	0,8
Lagopède	chair	1	0
Canard	chair	0,8	4,2
Caribou	gras	0,7	0,3
Moule	contenu	0,6	0,5
Lagopède	chair	0,6	0,3
Cisco	chair	0,5	0,1
Corégone	chair	0,4	0,4
Canneberges	baies	0,4	0
Caribou-B	rein	0,2	1,1
Caribou-B	foie	0,2	0,8
Phoque annelé	foie	<b>0,2</b>	<b>2,1</b>
Hareng	chair	0,2	0
Morue	chair	0,2	0,1
Béluga	chair	0,1	1,2
<b>Total %</b>		<b>94,9</b>	<b>96,9</b>
<b>Fin de l'hiver</b>			
<b>Espèces</b>	<b>Partie</b>	<b>Poids (%)</b>	<b>Hg (%)</b>
Caribou-B	chair	59,1	30,1
<b>Ombre chevalier</b>	<b>chair</b>	<b>11,4</b>	<b>7,9</b>
<b>Phoque annelé</b>	<b>chair</b>	<b>5,9</b>	<b>15,3</b>
Truite de lac	chair	2,1	12,8
Ours polaire	chair	2,1	6,4
Bœuf musqué	chair	1,9	0,1

Béluga	muktuk	1,8	8,9
Caribou	côtes	1,8	1,7
Morse	chair	1,2	0,7
Rock Cod	chair	1,2	0,3
Narval	muktuk	0,9	3,3
Lagopède	chair	0,7	0
Corégone	chair	0,5	0,5
Caribou	foie	0,3	1,3
Morse	foie	0,3	2,5
Morue	chair	0,3	0,1
Hareng	chair	0,2	0
Phoque barbu	intestins	0,1	0,2
Phoque annelé	reins	0,1	2,5
<u>Total %</u>		<u>91,9</u>	<u>94,6</u>

- a. a. En gras sont les aliments dont les concentrations de contaminants ont été mises à jour en 2007.  
b. Le poids total de nourriture traditionnelle consommée était de 249 kg pour les 900 rappels à l'automne et de 261 kg pour les 975 rappels à la fin de l'hiver.  
\* muktuk= gras sous-cutané + peau.

**ANNEXE 6: Niveau d'exposition ( $\mu\text{g}/\text{jour}$ ) par région calculé à partir de la banque de Chan (1998) et du rappel de 24 heures, ajusté pour les variables : communauté, sexe, groupe d'âge et saison.**

	<b>Inuvialuit (295)</b>	<b>Kitikmeot (300)</b>	<b>Kivalik (341)</b>	<b>Baffin (522)</b>	<b>Labrador (417)</b>
<b>HG**</b>					
Moyenne	33,5	58,6	67,4	126,7	40,7
Erreur-type	7,8	8,0	7,4	6,2	6,8
Écart-type	133,7	139,1	136,9	142,6	139,5
CV*	400	240	200	110	340
<b>BPC**</b>					
Moyenne	17,9	17,9	49,2	79,9	6,7
Erreur-type	8,8	9,1	8,4	7,1	7,7
Écart-type	151,4	157,5	155,0	161,5	158,0
CV	850	880	310	200	2370
<b>CHL**</b>					
Moyenne	13,0	12,2	35,8	48,4	2,8
Erreur-type	5,3	5,5	5,1	4,3	4,7
Écart-type	91,9	95,6	94,1	98,0	95,9
CV	710	780	260	200	3370
<b>TOX**</b>					
Moyenne	25,3	23,6	84,7	128,2	0
Erreur-type	15,9	16,5	15,2	12,8	14,0
Écart-type	273,8	285,0	280,4	292,1	285,8
CV	1080	1210	330	230	

\* CV : Coefficient de variation de la moyenne

\*\* **HG** = mercure; **CHL**= chlordane; **BPC**= Biphényles polychlorés; **TOX**= toxaphène

**ANNEXE 7: Niveau d'exposition ( $\mu\text{g}/\text{jour}$ ) par région calculé à partir de la banque de Chan (1998) et du questionnaire de fréquence total, ajusté pour les variables : communauté, sexe, groupe d'âge et saison.**

	<b>Inuvialuit (295)</b>	<b>Kitikmeot (300)</b>	<b>Kivalik (341)</b>	<b>Baffin (522)</b>	<b>Labrador (417)</b>
<b>HG**</b>					
Moyenne	194,9	319,1	165,5	249,6	219,9
Erreur-type	15,6	16,0	14,8	12,4	13,6
Écart-type	267,9	276,5	273,0	282,8	278,5
CV*	137	87	165	113	127
<b>BPC**</b>					
Moyenne	112,4	96,2	64,1	93,9	68,9
Erreur-type	6,8	7,0	6,5	5,4	6,0
Écart-type	117,6	121,4	119,9	124,2	122,3
CV	105	126	187	132	178
<b>CHL**</b>					
Moyenne	50,6	32,6	35,8	47,6	16,1
Erreur-type	3,2	3,3	3,0	2,5	2,8
Écart-type	55,1	56,9	56,2	58,2	57,3
CV	109	175	157	122	356
<b>TOX**</b>					
Moyenne	141,6	94,4	93,5	126,9	49,4
Erreur-type	9,3	9,5	8,8	7,4	8,1
Écart-type	159,5	164,6	162,5	168,3	165,8
CV	113	174	174	133	336

\*CV : Coefficient de variation de la moyenne

\*\* **HG** = mercure; **CHL**= chlordane; **BPC**= Biphényles polychlorés; **TOX**= toxaphène

**ANNEXE 8: Niveau d'exposition ( $\mu\text{g}/\text{jour}$ ) par région calculé à partir de la banque de Chan (1998) et du questionnaire de fréquence restreint, ajusté pour les variables : communauté, sexe, groupe d'âge et saison.**

	<b>Inuvialuit (295)</b>	<b>Kitikmeot (300)</b>	<b>Kivalik (341)</b>	<b>Baffin (522)</b>	<b>Labrador (417)</b>
<b>HG**</b>					
Moyenne	100,6	142,8	97,5	169,2	88,4
Erreur-type	7,6	7,7	7,2	6,0	6,6
Écart-type	130,0	134,1	132,5	137,2	135,1
CV*	129	94	136	81	153
<b>BPC**</b>					
Moyenne	80,2	48,8	44,1	74,4	26,1
Erreur-type	4,7	4,8	4,5	3,7	4,1
Écart-type	80,9	83,5	82,4	85,4	84,1
CV	101	171	187	115	322
<b>CHL**</b>					
Moyenne	45,6	25,7	28,1	42,4	9,7
Erreur-type	2,8	2,8	2,6	2,2	2,4
Écart-type	47,3	48,8	48,2	49,9	49,2
CV	104	190	172	118	504
<b>TOX**</b>					
Moyenne	125,5	66,8	69,8	110,8	25,4
Erreur-type	7,9	8,1	7,5	6,3	6,9
Écart-type	135,3	139,6	137,9	142,8	140,7
CV	108	209	197	129	555

\*CV : Coefficient de variation de la moyenne

\*\* **HG** = mercure; **CHL**= chlordane; **BPC**= Biphényles polychlorés; **TOX**= toxaphène

**ANNEXE 9: Formulaire de consentement**

**Assessment of Dietary Benefit: Risk in Inuit Communities**  
**MASTER COPY (ALL REGIONS)**  
**CONSENT FORM**

The purpose of our work is to find out the kinds and amounts of food eaten by Inuit in the five regions (Inuvialuit, Kitikmeot, Kivalliq, Baffin, and Labrador). This work will help to define the benefits (nutrition and other values) and risks (contaminants) from the use of wildlife food to Inuit.

This study is done by the Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment (CINE) in cooperation with Inuit Tapirisat of Canada (ITC). Funding is provided through the Northern Contaminants Programme (DIAND). Your community leaders have agreed to include this area in the study.

At the end of the study the leaders of the project will give a full report to the communities. The researchers will return to the communities for this, and will be available to discuss results from individuals, if they wish.

If you would like to participate in this study, it will take about one hour of your time to answer questions about the food you eat. You will also be asked to keep a record of traditional food you eat during a week chosen at your convenience during this season. In addition to these, you may have your height and weight measured if you wish so. All information will be confidential and never publicly attached to your name. Number codes will be used on all forms.

At any time you can refuse to answer any or all of the questions and ask us to leave. The local community interviewer will answer any questions you may have about this study or will refer them to the research supervisors.

Research Supervisors:

Dr. Olivier Receveur  
 Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment (CINE)  
 Macdonald Campus, McGill University  
 21,111 Lakeshore Road  
 Ste. Anne de Bellevue, Quebec, H9X 3V9  
 Tel: (514) 398-7603 FAX: (514) 398-1020



Centre for Indigenous  
 Peoples' Nutrition  
 and Environment

Dr. Harriet Kuhnlein, Director  
 Centre for Indigenous Peoples' Nutrition and Environment (CINE)  
 Macdonald Campus, McGill University  
 21,111 Lakeshore Road  
 Ste. Anne de Bellevue, Quebec, H9X 3V9  
 Tel: (514) 398-7757 FAX: (514) 398-1020

Eric Loring/ Scot Nickels (Environment & Wildlife Department)  
 Inuit Tapirisat of Canada  
 Suite 510, 170 Laurier Avenue West  
 Ottawa, ON, K1P 5V5  
 Tel: (613) 238-8181 FAX (613) 234-1991



(This copy to be given to the respondent)

Appendix 3

Do we have your permission to begin? • Yes \_\_\_\_\_ No \_\_\_\_\_

If no, reason why not \_\_\_\_\_  
 \_\_\_\_\_

\_\_\_\_\_ Respondent's signature

\_\_\_\_\_ Respondent's name

\_\_\_\_\_ Community

\_\_\_\_\_ Community Number      \_\_\_\_\_ Household number

**Interviewer**, once you give the copy of the consent form to the respondent, please initial this form: \_\_\_\_\_ (your initials). This acknowledges that you have read the consent form to the respondent in language that the respondent, to the best of your knowledge, understood and have provided the respondent with a written copy in English.

INTERVIEWER, KEEP THIS FORM ATTACHED TO THE FIRST QUESTIONNAIRE AND USE IT TO CHECK THE RECORD FOR COMPLETENESS. THE FIELD SUPERVISOR WILL CHECK IT AGAIN.

RESPONDENT'S ID \_\_\_\_\_

		CHECK WHEN COMPLETED	
		Interviewer	Supervisor
1.	Frequency of Traditional Food Use	_____	_____
2.	Individual 24-hr Recall	_____	_____
3.	Sociocultural Questionnaire	_____	_____
4.	7-Day Traditional Food Record	_____	_____

## ANNEXE 10: Questionnaire de fréquence alimentaire utilisé

### Assessment of Dietary Benefit/Risk in Inuit Communities

#### I. FREQUENCY OF TRADITIONAL FOOD USE (COMPILED ALL REGIONS)

Community \_\_\_\_\_ Respondent's gender \_\_\_\_\_ Household number \_\_\_\_\_  
(1=Adult Female, 2=Adult Male,  
3=Adolescent Female, 4=Adolescent Male)

For women only, please ask (and circle) whether:

Pregnant: Yes No      Breastfeeding an infant: Yes No

Respondent's ID # \_\_\_\_\_

Self-identification: Inuit \_\_\_\_\_ Other \_\_\_\_\_ (specify)

Age-group: 15-20 \_\_\_\_\_ if you are between 15 and 20, please give exact age \_\_\_\_\_ years old.

21-40 \_\_\_\_\_ 41-60 \_\_\_\_\_ Over 60 \_\_\_\_\_

Interviewer's name \_\_\_\_\_ Date \_\_\_\_\_  
(day/month/year)

**Interviewer, please read to respondent:**

This questionnaire concerns traditional food: traditional food is food that comes from the local land and environment (animals, fish, birds, wild plants...)

For last **winter**, that is for the months of **December, January and February**, please, recall as exactly as you can, how many days a week, or for foods eaten less often, how many days per season you personally ate the following food:



Centre for Indigenous  
Peoples' Nutrition  
and Environment

CINE  
McGill, Macdonald Campus  
21,111 Lakeshore  
Ste-Anne-de-Bellevue, Qc, H9X3V9  
9/98

### INUIT FOOD FREQUENCY QUESTIONNAIRE

**INTERVIEWER – READ TO PARTICIPANT:** Think about the number of times in the last season that you ate each traditional food: how many days/week or how many days total during the season did you eat each food?

INTERVIEWER: Please report frequencies in terms of days per week or days per season depending on how the respondent answers.		
Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
<b>SEA MAMMALS</b>		
<b>1. Beluga:</b> Yes      No		
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Tongue		
Eyes		
Flippers		
Muktaq (with blubber)		
Muktaq (without blubber)		
Blubber		
Oil		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>2. Narwhal:</b> Yes      No		
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Tongue		
Eyes		
Flippers		
Muktaq (with blubber)		
Muktaq (without blubber)		
Blubber		
Oil		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>3. Walrus:</b> Yes      No		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Brain		
Tongue		
Eyes		
Intestines		
Stomach and stomach contents		
Flippers		
Milk		
Blood		
Kauk		
Blubber		
Oil		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat (includes head)		
Other Parts? Name:		
<b>4. Bowhead:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Eyes		
Tongue		
Flippers		
Muktaq (with blubber)		
Muktaq (without blubber)		
Blubber		
Oil		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>5. Bottlenose Dolphin:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Muktaq (with blubber)		
Muktaq (without blubber)		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Blubber		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>6. Harbour Porpoise:            Yes    No</b>		
Muktaq (with blubber)		
Muktaq (without blubber)		
Blubber		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>7. Ringed Seal:            Yes    No</b>		
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Brain		
Eyes		
Intestines		
Stomach and stomach contents		
Flippers		
Blood		
Fat/Oil		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Milk		
Meat (including head)		
Joints		
Pelt "skin"		
Other Parts? Name:		
<b>8. Bearded Seal:            Yes    No</b>		
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Brain		
Eyes		
Intestines		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Stomach and stomach contents		
Flippers		
Blood		
Fat/Oil		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Milk		
Meat (including head)		
Joints		
Pelt "skin"		
Other Parts? Name:		
<b>9. Harp Seal:      Yes      No</b>		
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Brain		
Eyes		
Intestines		
Stomach and stomach contents		
Flippers		
Blood		
Fat/Oil		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat (including head)		
Joints		
Pelt "skin"		
Other Parts? Name:		
<b>10. Harbour Seal:    Yes      No</b>		
Liver		
Kidney		
Heart		
Lungs		
Brain		
Eyes		
Intestines		
Stomach and stomach contents		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Flippers		
Blood		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat (including head)		
Joints		
Pelt "skin"		
Other Parts? Name:		
<b>11. Hooded Seal: Yes No</b>		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>11z. Elephant Seal: Yes No</b>		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>12. Ranger Seal "Hair seal" : Yes No</b>		
Liver		
Kidney		
Brain		
Eyes		
Intestines		
Stomach and stomach contents		
Flippers		
Blood		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Joints		
Pelt "skin"		
Other Parts? Name:		
<b>13. Polar Bear: Yes No</b>		
Kidneys		
Heart		
Lungs		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Brain		
Intestines		
Stomach and stomach contents		
Fat/Oil		
Feet		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat (including ribs)		
Other Parts? Name:		
<b>14. Other Sea Mammals: Yes No</b> name _____		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>LAND MAMMALS</b>		
<b>15. Other Bears (Grizzly Bear "Brown bear" or Black Bear): Yes No</b>		
Heart		
Tongue		
Feet		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat (including ribs)		
Other Parts? Name:		



Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Other Parts? Name:		
<b>17. Moose:    Yes    No</b>		
Liver		
Kidneys		
Heart		
Lungs		
Milk		
Stomach		
Stomach Contents		
Intestines		
Nose		
Tongue		
Hooves		
Eyes		
Brain		
Bone Marrow		
Fat		
Broth/Soup/Stew (circle: with or without bones)		
Meat (including ribs and head)		
Other Parts? Name:		
<b>18. Muskox:    Yes    No</b>		
Liver		
Kidneys		
Heart		
Lungs		
Milk		
Stomach		
Stomach Contents		
Intestines		
Tongue		
Hooves		
Eyes		
Brain		
Bone Marrow		
Fat		
Blood		
Cartilage		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Broth/Soup/Stew (circle: with or without bones)		
Meat (including ribs and head)		
Other Parts? Name:		
<b>19. Rabbits</b> (Snowshoe Hare "Rabbit" or Arctic Hare "Rabbit"): <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Kidneys		
Heart		
Lungs		
Stomach or Intestines		
Brain		
Head		
Bone Marrow		
Fat		
Broth/Soup/Stew (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>20. Dall's Sheep:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>21. Muskrat:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Kidney		
Heart		
Tail		
Head		
Bone Marrow		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>22. Beaver:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Tail		
Feet		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Other Parts? Name:		
<b>23. Otter:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>24. Ground Squirrel "Sik sik":</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>25. Porcupine:</b> Yes      No		
Liver		
Tail		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>26. Lynx:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>27. Fox:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>28. Wolf:</b> Yes      No		
Tongue		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>29. Other Land Mammals:</b> Yes      No                    name _____		
Broth/Soup/Stew (circle: with bones or without)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>BIRDS</b>		
<b>30. Marsh Ducks (Omnivores)</b> (Mallard; Pintail; Widgeon; American Black Duck; Green Winged Teal; Northern Shoveler; Gadwall):      Yes      No		
Eggs		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Liver		
Gizzard/ Stomach		
Intestine		
Lung		
Heart		
Brains		
Bone marrow		
Feet		
Skin		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>31. Fish-Eating Birds:</b> Common Merganser "Shellbird"; Red-breasted Merganser; Hooded Merganser; Common Loon; Yellow-Billed Loon; Red-Throated Loon "Wobby"; Arctic Loon Yes No		
Eggs		
Liver		
Gizzard/ Stomach		
Intestine		
Lung		
Heart		
Brains		
Bone marrow		
Feet		
Skin		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>32. Diving Ducks:</b> (Surf Scoter "Bottlenose Diver", "Black duck"; White-winged Scoter "Brasswing Diver", "Black duck"; Common Scoter "Sleepy Diver"; Oldsquaw "Hound diver"; Scaup, Lesser and Greater; Canvasback; Common Goldeneye; Barrow's Goldeneye; King Eider; Common Eider) Yes No		
Eggs		
Liver		
Gizzard/Stomach		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Intestine		
Lung		
Heart		
Brains		
Bone marrow		
Feet		
Skin		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>33. Geese and Swans:</b> Canada Goose; Black Brant; Atlantic Brant; Snow Goose "Wavies"; White-fronted Goose "Yellowlegs"; Tundra Swan; Trumpeter Swan <b>Yes      No</b>		
Eggs		
Liver		
Gizzard/Stomach		
Intestine		
Lung		
Heart		
Brains		
Bone marrow		
Feet		
Skin		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>34. Fowl:</b> Willow Ptarmigan "White partridge" "Brooker"; Rock Ptarmigan "White partridge" "Barrener"; Spruce Grouse "Spruce partridge"; French Hen <b>Yes      No</b>		
Eggs		
Liver		
Gizzard/Stomach		
Intestine		
Lung		
Heart		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Brains		
Bone marrow		
Feet		
Skin		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>35. Owl:</b> Snowy Owl "White Owl" <b>Yes</b> <b>No</b>		
Eggs		
Gizzard/Stomach		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>36. Sandhill Crane:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Eggs		
Liver		
Gizzard/Stomach		
Intestine		
Lung		
Heart		
Brains		
Bone marrow		
Feet		
Skin		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>37. Seabirds:</b> Dovekie "Bullbird"; Black Guillemot; Guillemot "Sea Pigeon"; Puffin; Brunnich's Murre or Thick-billed Murre "Tinker"; Common Murre or Thin-billed Murre "Turre", "Tinker"; Razorbill Turre <b>Yes</b> <b>No</b>		
Eggs		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
<b>38. Wading Birds:</b> (Snipe; Black Bellied Plover "Black-billed plover"; Golden Plover; Semipalmated Plover "Ring-necked beach bird"; Greater Yellowlegs Sandpiper "Nansary"; Solitary Sandpiper "Beach bird"; Spotted Sandpiper "Peatwheat")		
Yes      No		
Eggs		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>39. Gulls and Terns:</b> (Seagull; Herring Gull; Glaucous; Iceland; Ivory; Kittiwake; Black-backed Gull; Arctic Tern)		
Yes      No		
Eggs		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>40. Other birds:</b> Yes      No      Name:		
Eggs		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>41. Bird eggs: (unknown species)</b> Yes      No		
Eggs		
<b>FISH and SEAFOOD</b>		
<b>42. Inconnu "Coney":</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>43. Trout</b> (Brook or Speckled trout, "Sea trout"; Rainbow trout; Lake trout):		
Yes      No		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>44. Whitefish (Lake Whitefish; Broad Whitefish):</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>45. Northern Pike, "Jackfish":</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>46. Herring, Atlantic or Pacific:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>47. Cisco:                    Yes      No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with bones or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>48. Smelt and Capelin:    Yes      No</b>		
Eggs/Roe		
Soup/Broth (circle:with or without bones)		
Whole (gutted, head cut off)		
Other Parts? Name:		
<b>49. Sucker (Longnose; White): Yes      No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>50. Burbot, "Loche":      Yes      No</b>		
Liver		
Eggs/Roe		
Skin		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>51. Grayling:                    Yes      No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>52. Char</b> (Arctic Char; Silver Char; Landlocked Char): <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat, eyes, brain)		
Fat		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>53. Salmon</b> (Atlantic Salmon; Landlocked Salmon): <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>54. Grenadier:</b> <b>Yes</b> <b>No</b>		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>55. Cod</b> (Salt cod; Lake cod; Arctic cod; Saffron cod; Tom Cod): <b>Yes</b> <b>No</b>		
Liver		
Eggs/Roe		
Tongue		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>56. Sculpin, "Devilfish":</b> Yes      No		
Liver		
Fishpipe/Stomach		
Bones		
Skin		
Head (circle which parts eaten: meat/cheeks, eyes, brain)		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Eggs/Roe		
Other Parts? Name:		
<b>57. Flatfish</b> (Turbot; Halibut; Flounder, Star Flounder, Arctic Flounder):    Yes      No		
Eggs/Roe		
Skin		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>58. Skate:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>59. Lumpfish:</b> Yes      No		
Eggs		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Other Parts? Name:		
<b>60. Nightfish:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>61. Redfish:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>62. Atlantic Mackerel:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without bones)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>63. Shrimp:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without shells)		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>64. Scallops:</b> Yes      No		
Soup/Broth		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>65. Crab:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without shells)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>66. Clams:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without shells)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>67. Mussels:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without shells)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>68. Wrinkles:</b> Yes      No		
Soup/Broth		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>69. Snails:</b> Yes      No		
Soup/Broth		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>70. Sea Urchin:</b> Yes      No		
Soup/Broth (circle: with or without shells)		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>71. Squid:</b> Yes      No		
Soup/Broth		
Meat		
Other Parts? Name:		
<b>72. Krill:</b> Yes      No		
Soup/Broth		
Whole		
<b>73. Sea cucumber:</b> Yes      No		
Soup/Broth		
Whole		

Species and Part	Frequency (days/week or days/season)	Comments
74. Sea Plants (Seaweed; Kelp):	Yes No	
Soup/Broth		
Whole		
75. Other Fish or Seafood: Yes No	name _____	
Soup/Broth		
Meat		
Other Parts? Name:		

**LAND PLANTS**

Berries				
76. Marshberry:	Yes	No		
77. Strawberry:	Yes	No		
78. Bearberry "Kinnikinnick":	Yes	No		
79 Gooseberry:	Yes	No		
80. Wild Red Raspberry:	Yes	No		
81. Dwarf dogwood "Dogberry":	Yes	No		
82. Squashberry or Highbush cranberry:	Yes	No		
83. Cloudberry:	Yes	No		
84. Crowberry "Blackberry":	Yes	No		
85. Currants, Red and Black:	Yes	No		
86. Cranberry, Bog and Rock, "Lowbush", "Partridge berry", "Red berry":	Yes	No		
87. "Blueberry", Dwarf bilberry or Bog bilberry:	Yes	No		
Flowers, Green Plants, Leaves, Shoots, Roots:				
88. Beach Peas:	Yes	No		
89. "Banana" Yellow Flower:	Yes	No		
90. Sorrel, Mountain and Wood:	Yes	No		
91. Mushoo "Bearroot", "Eskimo potato": Yes No				
92. Carrot Root:	Yes	No		
93. Bistort Root:	Yes	No		
94. Saxifrage, purple or red:	Yes	No		

Species and Part			Frequency (days/week or days/season)	Comments
95. Strawberry Blight:	Yes	No		
96. Labrador Tea "Indian tea":	Yes	No		
97. Dandelion:	Yes	No		
98. Juniper Drink:	Yes	No		
99. Alexander:	Yes	No		
100. Mushrooms:	Yes	No		
101. Puffball:	Yes	No		
102. Lichen Gum:	Yes	No		
103. Spruce Gum:	Yes	No		
104. Spruce Beer:	Yes	No		
105. Spruce Tea:	Yes	No		
106. Willow:	Yes	No		
107. Fire Weed, Dwarf Fireweed:	Yes	No		
108. Arctic Dock "Rhubarb":	Yes	No		
109. Lousewort :	Yes	No		
111. Tobercle :	Yes	No		
112. Paunnait:	Yes	No		
114. Tulligununaks:	Yes	No		
117. Maliksuargait:	Yes	No		
119. Thornbush/Rosehips	Yes	No		
120. Other Berries, Flowers, Green Plants, Leaves, Shoots, Roots:            Yes      No				
name: _____				



