



# **Détermination des sources alimentaires liées à l'exposition des Cris de Mistissini aux organochlorés**

**Mémoire**

**Mohamed Kharbouch**

**Maitrise en épidémiologie  
Maître ès sciences (M.sc.)**

Québec, Canada

© Mohamed Kharbouch, 2014



# Résumé

## OBJECTIF

Cette étude vise à comparer l'analyse en composantes principales et l'imputation multiple, aux méthodes classiques (la prise des aliments séparément et la substitution simple par LD/2) dans la détermination des sources alimentaires potentiellement responsables de l'exposition de la communauté crie de Mistissini aux organochlorés.

## MÉTHODES

Il s'agit d'une étude transversale avec 228 participants ayant répondu à un questionnaire sur les habitudes alimentaires et pour lesquels les concentrations plasmatiques des organochlorés ont été mesurées. L'analyse en composantes principales a été réalisée sur la fréquence quotidienne de consommation des différents aliments traditionnels. La substitution par LD/2 et l'imputation multiple ont été utilisées pour remplacer les valeurs inférieures à la limite de détection. Des modèles prédictifs multivariés ont été utilisés dans le but d'évaluer l'association entre les concentrations des différents organochlorés et les différents aliments traditionnels en tenant compte des facteurs de confusion. Toutes les analyses ont été réalisées à l'aide du logiciel SAS.

## RÉSULTATS

En plus de l'âge, les concentrations plasmatiques des organochlorés sont associées positivement à la consommation des aliments traditionnels tels, la truite mouchetée, truite grise, brochet, viande de caribou et d'orignal, viande de castor et gésiers d'oies. L'analyse en composantes principales a permis d'identifier 3 composantes résumant la majorité de la nourriture traditionnelle consommée par la communauté crie de Mistissini. La première composante, expliquant 32 % de la variance totale et constituée des aliments les plus fréquemment consommés, est associée positivement aux concentrations des organochlorés. Lorsque le pourcentage des valeurs non détectées est inférieur à 33 %, il ne semble pas y avoir de différence dans les coefficients de régressions (écart-type) entre l'imputation

multiple et la substitution par LD/2. Au-delà de ce pourcentage, les deux méthodes mènent à des résultats différents.

## **CONCLUSION**

Les résultats obtenus montrent une association positive entre la consommation de la nourriture traditionnelle et les concentrations plasmatiques des organochlorés. L'imputation multiple et la substitution par la moitié de la limite de détection mènent à des résultats différents lorsque le pourcentage des valeurs non détectées est supérieur ou égal à 33 %. Au-delà de ce pourcentage, il est difficile de déterminer si l'imputation multiple est une meilleure méthode que la substitution par la moitié de la limite de détection (LD/2). L'analyse en composantes principales est une méthode plus adéquate et avantageuse par rapport à la prise des aliments séparément en présence d'un nombre important d'aliments traditionnels intercorrélés.

# **Abstract**

## **PURPOSE**

The main goal of this study is to compare multiple imputation and principal components analysis to traditional methods (substitution by DL/2 and considering foods separately) frequently used in the determination of traditional foods potentially responsible for Mistissini Cree population exposure to organochlorines.

## **METHODOLOGY**

The study is a cross-sectional study where a total of 228 individuals participated and answered questions about their health and activities. Concentrations of organochlorines were measured in study participant's blood (plasma). Principal components analysis was performed on daily frequency of consumption of various country foods. Substitution by DL/2 and multiple imputation were used to replace values lower than the limit of detection. Multivariate linear regressions were used in order to determine the associations between plasmatic levels of different organochlorines and various traditional foods. All these models were adjusted for confounding factors. SAS software was used to run all the statistical analyses.

## **RESULTS**

In addition to the age, plasmatic concentrations of organochlorines are positively associated with fish consumption such as speckled trout, lake trout and pike as well as moose, caribou, beaver meat and goose gizzard consumption. By using principal components analysis, 3 principal components were identified summarizing the majority of traditional foods consumed by Mistissini community. The first component, explaining 32% of the total variance and regrouping the most frequently consumed foods. This component is associated positively to organochlorines concentrations. For 33% or lower of non-detected values, there is no notable difference in regressions coefficients (standard error) between multiple

imputation and simple substitution by DL/2. The two methods showed different results once the percentage of non-detected values is superior to 33%.

## **CONCLUSION**

The results obtained show a positive association between the traditional foods consumption and organochlorines concentrations. There is no difference between multiple imputation and simple substitution by DL/2 when the percentage of non-detected values is lower or equal to 33%. However, it is difficult to determine whether multiple imputation is a better method than substitution by DL/2 once this percentage is superior to 33%. Principal components analysis is preferable method in evaluating the association between traditional foods and exposure to the environmental contaminants.

# Table des matières

|   |      |
|---|------|
| Résumé.....   | iii  |
| Abstract.....   | v    |
| Table des matières .....  | vii  |
| Liste des tables.....   | ix   |
| Liste des figures.....  | xi   |
| Liste des annexes .....   | xiii |
| Liste des abréviations.....   | xv   |
| Avant-propos .....  | xvii |
| <br>  |      |
| CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE .....                                      | 1    |
| 1.1-Introduction .....  | 1    |
| 1.2-Problématique générale .....  | 5    |
| 1.3-Problème des valeurs non détectées .....                                  | 7    |
| 1.4-Problème du grand nombre d'aliments traditionnels intercorrélés.....      | 8    |
| 1.5-Imputation multiple .....   | 10   |
| 1.6-Analyse en composantes principales .....                                  | 12   |
| 1.6.1-Sélection des variables .....   | 12   |
| a)-Déterminant de la matrice de corrélation .....                             | 13   |
| b)-Test de sphéricité de Bartlett.....  | 13   |
| c)-Kaiser-Meyer-Olkin .....   | 13   |
| 1.6.2-Choix du nombre de facteurs à extraire.....                             | 13   |
| a)-Critère de Kaiser.....   | 14   |
| b)-Test du coude de Cattell.....  | 14   |
| <br>  |      |
| CHAPITRE 2 : OBJECTIFS DE L'ÉTUDE .....                                       | 15   |
| 2.1-Objectif principal.....   | 15   |
| 2.2-Objectifs spécifiques .....   | 15   |
| <br>  |      |
| CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE.....  | 17   |
| 3.1-Population à l'étude, échantillonnage et collecte des données .....       | 17   |
| 3.2-Questionnaires .....  | 17   |
| 3.2.1-Questionnaires individuels .....  | 17   |
| 3.2.2-Questionnaires sur la consommation des aliments traditionnels.....      | 18   |
| 3.3-Analyses de laboratoires.....   | 18   |
| 3.4-Éthique et confidentialité.....   | 18   |
| 3.5-Analyses statistiques.....  | 19   |
| 3.5.1-Imputation des valeurs non détectées .....                              | 19   |
| 3.5.2-Analyse en composantes principales des sources alimentaires .....       | 20   |
| 3.5.3-Association entre les organochlorés et les aliments traditionnels ..... | 20   |
| <br>  |      |
| CHAPITRE 4 : RÉSULTATS .....  | 23   |
| 4.1-Description de la population d'étude.....                                 | 23   |
| 4.2-Consommation de la nourriture traditionnelle.....                         | 25   |

|   |        |
|---|--------|
| 4.3-Consommation des aliments traditionnels en fonction des catégories d'âge et du sexe             | 25     |
| 4.4-Description des concentrations des organochlorés .....  | 28     |
| 4.4.1-Pourcentages des bpcs et pesticides détectés chez les participants.....                       | 28     |
| 4.4.2-Distribution des biphenyles polychlorés et des pesticides .....                               | 31     |
| 4.5-Analyse en composantes principales sur les aliments traditionnels.....                          | 34     |
| 4.5.1-Composantes retenues.....   | 34     |
| 4.5.2-Interprétation des composantes retenues .....   | 35     |
| 4.6-Comparaison de l'imputation multiple et la substitution par LD/2 .....                          | 38     |
| 4.7-Comparaison de l'analyse en composantes principales et la prise des aliments<br>séparément..... | 46     |
| 4.8-Choix du meilleur modèle.....   | 50     |
| <br>CHAPITRE 5: DISCUSSION.....   | <br>51 |
| 5.1-Utilité et limites de l'analyse en composantes principales .....                                | 51     |
| 5.2-Choix de la méthode d'imputation.....   | 53     |
| 5.3-Exposition de la communauté crie de Mistissini aux organochlorés .....                          | 57     |
| 5.4-Biais et limites de l'étude .....   | 58     |
| <br>CONCLUSION .....  | <br>59 |
| <br>BIBLIOGRAPHIE .....   | <br>61 |
| <br>ANNEXES .....   | <br>71 |



## Liste des tables

|   |    |
|---|----|
| Table 1: Distribution des participants selon le sexe, les groupes d'âge, l'indice de masse corporelle et le tabagisme.....    | 23 |
| Table 2: Catégories d'indice de masse corporelle en fonction des catégories d'âge et du sexe.....                             | 24 |
| Table 3: Pourcentages de consommation et fréquence moyenne mensuelle de la consommation des aliments traditionnels .....      | 26 |
| Table 4: Pourcentages de détection des biphényles polychlorés selon les catégories d'âge et du sexe.....                      | 29 |
| Table 5: Pourcentages de détection des pesticides selon les catégories d'âge et du sexe .....                                 | 30 |
| Table 6: Comparaison des concentrations des organochlorés en fonction du sexe (LD/2 et Imputation Multiple) .....             | 34 |
| Table 7: Valeurs propres et pourcentage de variance expliqué par les composantes.....   | 35 |
| Table 8: Scores des facteurs par rapport aux sources alimentaires initiales.....  | 37 |
| Table 9 : Régression multivariée des concentrations des organochlorés (LD/2, Imputation Multiple).....                        | 40 |
| Table 10 : Régressions multivariées des concentrations des organochlorés (nombre d'imputation = 10 et 15) .....               | 43 |
| Table 11 : Régressions multivariées des concentrations des organochlorés (ACP et aliments traditionnels pris séparément)..... | 47 |



## Liste des figures

|  |    |
|--|----|
| Figure 1: Moyennes de la fréquence de consommation quotidienne de poisson, gibiers, mammifères et fruits sauvages en fonction des catégories d'âge ..... | 27 |
| Figure 2: Moyennes de la fréquence de consommation quotidienne de poisson, gibiers, mammifères et fruits sauvages en fonction du sexe .....              | 27 |
| Figure 3: Moyennes géométriques des organochlorés en fonction des catégories d'âge (LD/2).....   | 31 |
| Figure 4: Moyennes géométriques des organochlorés en fonction des catégories d'âge (Imputation Multiple).....  | 32 |
| Figure 5: Moyennes géométriques des organochlorés selon les catégories de l'indice de masse corporelle (kg/m <sup>2</sup> ) (LD/2) .....                 | 32 |
| Figure 6: Moyennes géométriques des organochlorés selon les catégories de l'indice de masse corporelle (kg/m <sup>2</sup> ) (Imputation Multiple) .....  | 33 |
| Figure 7: Graphe des éboulis (diagramme de Cattell) .....  | 36 |



## Liste des annexes

|   |    |
|---|----|
| Annexe 1: Questionnaire sur les habitudes alimentaires .....  | 71 |
| Annexe 2: Chlorinated and Brominated organic compounds Analysed: Detection limits, percentage of reproducibility, and recovery percentage of recovery ..... | 77 |
| Annexe 3: Coefficients de corrélation Spearman (valeur-p) entre les aliments traditionnels .....  | 78 |
| Annexe 4: Diagrammes Quantile-Quantile de la modélisation des concentrations des organochlorés (LD/2 et imputation multiple) .....                          | 87 |



## Liste des abréviations

**A(IgA)** : Immunoglobulines A

**ACP** : Analyse en composantes principales

**BPCs** : Biphényles polychlorés

**CD8+** : Groupe de lymphocyte T qui possèdent le récepteur CD8 à leur surface

**Cis-non** : Cis\_nonachlore

**HCH** : Hexachlorobenzène

**Hexa\_chlor** : Hexachlorobenzène

**IUPAC** : [Union internationale de chimie pure et appliquée](#)

**LD** : Limite de détection

**M(IgM)** : Immunoglobulines M

**NK** : Cellules tueuses naturelles

**OCs** : Organochlorés

**OMS** : Organisation mondiale de la santé

**Oxy-chlo** : Oxy\_chlordane

**PBDE** : Diphényléthers polybromés

**PCDD** : Dibenzo-*p*-dioxines polychlorés

**PCDF** : Dibenzofurannes polychlorés

**POP** : Polluants organiques persistants

**pp\_DDE** : 1,1-dichloro-2,2-bis (p-chlorophényl) éthylène

**pp\_DDT** : 1, 1,1-trichloro-2,2-bis (p-chlorophényl) éthane

**PRL** : Prolactine (*prolactin*)

**TSH**: Thyroestimuline (thyroid stimulating hormone)

**T4** : Thyroxine ou la tétraïodothyronine

**T4T** : Triiodothyronine totale (T4 totale)

**T4L** : Triiodothyronine libre (T4 libre)





## Avant-propos

*Je tiens à exprimer ma gratitude envers mon directeur de recherche M. Belkacem Abdous, sa disponibilité, son aide précieuse et son support constante m'ont permis de mener à terme ce mémoire. J'aimerai également remercier Daria Pereg pour soutien financier et sa disponibilité.*

*J'aimerais aussi profiter de cette occasion pour remercier les enseignants du Département de médecine sociale et préventive pour la formation de qualité que j'ai reçue durant ma maîtrise. Je tiens à également à remercier mon collègue Elhadji A. Laouan Sidi pour son aide et sa disponibilité. Un gros merci aussi pour toute l'équipe de l'Unité de recherche en santé publique.*



# CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE

## 1.1-Introduction

Les organochlorés (OCs) sont des composés synthétiques chlorés lipophiles présents dans les canaux de commerce depuis les années 1800. Ils peuvent s'accumuler selon une courbe exponentielle à travers les niveaux de la chaîne alimentaire, c'est ce qui est appelé « bioamplification ». Les animaux situés donc au sommet de la chaîne alimentaire, comme l'ours polaire, ont des concentrations plus élevées que des animaux, tel le caribou par exemple, qui se nourrissent exclusivement de plantes. De même, les poissons plus vieux ou plus gros qui se nourrissent de plus petits poissons auront des taux plus élevés que les poissons plus jeunes car ils auront emmagasiné ces composés sur une plus longue période (Comité d'étude de la Baie James sur le mercure, *Mercuré: Questions et réponses*, Montréal, 1995). Les concentrations les plus élevées des OCs se retrouvent donc chez les espèces prédatrices au sommet de la chaîne alimentaire (Muir, Wagemann et al. 1992; Dewailly, Ayotte et al. 1993; Braune, Muir et al. 1999; Macdonal, Barrie et al. 2000; Skaare, Bernhoft et al. 2000).

D'après Gerstenberger et al (2002), le touladi et le doré échantillonnés aux lacs Michigan et Huron présentaient des niveaux de BPCs plus élevés que ceux du lac Supérieur. De plus, le touladi et le corégone contenaient des concentrations élevées en BPCs que le doré (Gerstenberger and Dellinger 2002). Braune et Malone ont analysé 769 échantillons chez plus de 32 espèces de sauvagines à travers le Canada pour évaluer la présence de mercure et de contaminants organochlorés. Les oiseaux, tels que les oies, avec une alimentation composée principalement de végétaux avaient généralement de plus faibles niveaux d'OCs par rapport aux oiseaux se nourrissant majoritairement de poissons, comme les harles. Les concentrations des OCs variaient également entre les espèces d'un même groupe trophique (oies, canards barboteurs; canards plongeurs; canards de mer; harles) (Braune and Malone 2006).

Étant donné que les organochlorés sont emmagasinés dans les graisses et que leurs concentrations augmentent avec les niveaux de la chaîne alimentaire, la consommation de poisson, de gibier et de mammifères marins est susceptible d'augmenter l'exposition à ces composés. La présence des organochlorés a été détectée dans le sang et dans les cheveux des populations autochtones canadiennes, dont les communautés criées. Selon une étude menée dans la communauté crie d'Oujé-Bougoumou, les niveaux élevés des BPCs ont été associés à la consommation de poissons prédateurs comme le brochet et la truite en plus de la consommation du gibier (*Nieboer, Dewailly 2005 report*). La proportion des consommateurs de poisson était de 93,1 % et la majorité de ces derniers se nourrissait de ces poissons. D'après plusieurs études, les populations autochtones sont particulièrement exposées aux contaminants environnementaux tels les BPCs et les pesticides à travers la consommation de poisson, de mammifères marins et de leurs graisses (Van Oostdam, Donaldson et al. 2005; Gagnon et al., 2003; Panisset et al. 2003). Les régions froides sont des zones de dépôt où les nations autochtones sont plus à risque d'être exposées (Ecobichon, 2001). En effet, les études menées auprès des femmes des populations du Groenland et du Nord du Québec ont montré des niveaux de BPCs, de Mirex, de HCB, de dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) et de chlordanes trois à dix fois plus élevés dans leur lait maternel contrairement à celui de femmes vivant au sud du Québec (Dewailly, Ayotte et al. 1993). Chez les populations inuits dont le régime alimentaire est riche en poisson et en mammifères marins, les concentrations des organochlorés sont très élevées (Ryan, Gasiewicz et al. 1990; Dewailly, Ayotte et al. 1993).

Les effets de l'exposition aux organochlorés sur la santé ont été intensivement étudiés compte tenu de leur grande utilisation, leur forte persistance et leur bioaccumulation. Plusieurs études ont été effectuées pour mieux comprendre et décrire la toxicité de ces composés. Des effets sur la reproduction, la croissance, le système immunitaire, le système hépatique, le système nerveux et le système endocrinien (particulièrement sur les hormones thyroïdiennes) ont été documentés. Néanmoins, les effets d'une exposition aux organochlorés chez l'humain restent encore moins bien connus.

Les premiers effets neurologiques des biphényles polychlorés ont été observés chez des personnes exposées accidentellement par la contamination de l'huile de riz (Yusho et Yu-Cheng). Chez cette population, des troubles de la reproduction et des retards de croissance chez des enfants allaités par des mères exposées ont été observés. Aussi, ces enfants avaient de moins bonnes facultés intellectuelles que les enfants nés de mères non exposées (Yu, Hsu et al. 1991; Chen, Guo et al. 1992). Cependant, il est difficile de faire la part entre les effets de chaque polluant puisque les huiles de riz contaminées contenaient aussi des furannes. Ces observations ont conduit les chercheurs à s'intéresser ensuite aux effets neurodéveloppementaux d'une exposition environnementale. L'étude menée sur des enfants, de la naissance jusqu'à l'âge de 6 ans, a permis de mettre en évidence les effets négatifs de l'exposition prénatale aux BPCs sur le développement neurologique et cognitifs des enfants (Chang, Hsieh et al. 1982; Boersma and Lanting 2000). L'étude réalisée par Rogan et son équipe a permis de mettre en évidence une diminution de tonus musculaire et des réflexes à la naissance chez les enfants exposés aux BPCs par rapport aux enfants moins exposés. De plus, les enfants exposés présentaient un déficit de la mémoire visuelle et de la mémoire à court terme (Rogan and Gladen 1992). Également, des études réalisées sur des animaux ont démontré que des expositions aux BPCs diminuaient les niveaux de DA au niveau du cerveau, affectant les niveaux de PRL sanguine (WHO, 2003; Seegal, 2004).

La relation entre l'exposition environnementale aux organochlorés et les niveaux d'hormones thyroïdiennes des néonataux reste un sujet de controverse même si les chercheurs se sont intéressés à la question il y a bien des années. D'après des études menées aux Pays-Bas et au Japon, l'exposition aux BPCs a été associée aux changements des taux d'hormones thyroïdiennes chez les nourrissons. Dans l'étude réalisée par Longnecker, seule une faible relation a pu être établie entre l'exposition prénatale aux BPCs et les niveaux de TSH (Thyroid Stimulating Hormone) dans le sang de cordon ombilical (Longnecker, Gladen et al. 2000). Koopmanesseboom et son équipe ont réalisé une étude pour évaluer les effets des PCDD, PCDF et des BPCs sur le taux des hormones thyroïdiennes chez des mères et leurs enfants. Ils ont conclu que des niveaux de dioxines et de BPCs élevés peuvent faire varier le taux des hormones thyroïdiennes. Ils ont souligné

que, même des variations des taux hormonaux se situant à l'intérieur de l'intervalle considéré normal pourraient influencer le développement du fœtus et de l'enfant. Ces effets sont néanmoins minimes et les concentrations des hormones thyroïdiennes sont toujours demeurées à l'intérieur des standards cliniques (Koopmanesseboom, Morse et al. 1994). Des associations négatives entre certains congénères des BPCs et la T4T et puis entre le HCB et la T4L et la T4T ont été observées chez des américaines d'origine mexicaine (Jones-McLean, Shatenstein et al. 2010). Plusieurs études ont été réalisées sur les nouveau-nés, très peu d'entre elles cependant ont été menées selon une démarche épidémiologique rigoureuse. Cela dit, la majorité des autres études semble indiquer que l'exposition aux BPCs et autres organochlorés persistants (HCB, DDE, PCDD/PCDF) n'a pas d'effets sur les niveaux circulants de la TSH (Maervoet, Vermeir et al. 2007; Herbstman, Sjodin et al. 2008).

Les effets immunotoxiques de l'exposition aux BPCs et à leurs produits de dégradation chez l'humain proviennent également des incidents impliquant une exposition à des doses élevées de substances organochlorées et de la consommation d'aliments contaminés. Ainsi, les enfants exposés aux BPCs montraient une diminution sérique d'immunoglobulines A (IgA) et d'immunoglobulines M (IgM) ainsi qu'une diminution des proportions de lymphocytes T totaux et des lymphocytes CD8+, par rapport aux valeurs observées chez les enfants non exposés. Les enfants nés de mères lors de l'incident de la contamination du riz ont manifesté davantage d'épisodes de bronchites et de pneumonies durant leurs six premiers mois de vie que des enfants non exposés de mères de même voisinage. Lu et Wu ont montré que la plupart des fonctions immunitaires de ces sujets étaient revenues à la normale trois ans plus tard (Lu and Wu 1985). L'évaluation par Svensson de système immunitaire de 23 hommes qui consommaient fréquemment du poisson gras (importante source d'exposition aux organochlorés) de la mer Baltique et celui de 20 hommes qui en consommaient très peu a montré une diminution de la population totale et relative de cellules dites tueuses (Natural Killers ou cellules NK), cependant il n'a pas observé d'effets sur les autres populations lymphocytaires ou sur les concentrations d'immunoglobulines (Svensson, Hallberg et al. 1994).

## 1.2-Problématique générale

Le village de Mistissini est la plus grande communauté des Cris de la Baie-James du Québec. Il est situé au nord du Québec à l'extrémité sud-est du lac Mistassini, le plus grand lac naturel d'eau douce du Québec. La chasse, la cueillette, la pêche et le trappage occupent une grande place dans les activités saisonnières des Cris et bon nombre de ces traditions se perpétuent encore aujourd'hui. Les données utilisées dans la présente étude proviennent de l'étude conduite dans la communauté de Mistissini en 2005. Cette dernière, considérée comme l'étude pilote, faisait partie d'une étude globale incluant au total 7 communautés crie dans la Baie James qui sont Wemindji, Eastmain, Waswanipi, Waskaganish, Chisasibi, Whapmagoostui et enfin le village de Mitissini. La collection des échantillons a été effectuée entre le 4 juillet et 13 août 2005. Au total 282 individus ont participé à cette étude et ont répondu aux questions sur les habitudes alimentaires. Des échantillons de sang et d'urine ont été également récoltés. Tous les groupes d'âge étaient représentés, 54 participants étaient âgés de 0 à 7 ans, 45 participants entre 8 et 14 ans, 115 participants entre 15 et 39 ans et finalement 68 étaient âgés de 40 ans et plus.

Comme pour beaucoup d'autres communautés autochtones, la nourriture traditionnelle offre de nombreux avantages pour la santé et le bien-être de la communauté crie de Mistissini. Elle est une bonne source de protéines, de vitamines A, B, et E, de fer, de zinc et d'acides gras (Hansen and Gilman 2005). De plus, elle est connue pour réduire le risque des maladies associées à une alimentation trop riche en sucre et en gras saturés. L'oméga-3 par exemple est un acide gras essentiel qui préviendrait des maladies cardiovasculaires et aiderait au développement du cerveau (ARHP: *Association of Reproductive Health Professionals* et PSR: *Physicians for Social Responsibility*, 2004). Par ailleurs, Samson et Pretty ont comparé les apports nutritionnels entre des aliments du supermarché et de la nourriture traditionnelle (NT). Ils ont trouvé que la nourriture du supermarché présentait 75 % plus de calories, 37 % moins de protéines et quatre fois plus de gras que la nourriture traditionnelle qui contenait plus de fer, trois fois plus de vitamine C. La consommation des aliments traditionnels contribue également aux autres niveaux du bien être à travers les activités économiques et socioculturelles car en plus d'être peu coûteuse, elle favorise le développement de l'identité culturelle et l'estime de soi (Samson and Pretty, 2006).

Aujourd'hui, en dépit de tous ces avantages, la nourriture traditionnelle est considérée comme la principale source d'exposition des populations autochtones aux contaminants environnementaux tels le mercure, le cadmium et les organochlorés (Kinloch, Kuhnlein et al. 1992; Van Oostdam, Donaldson et al. 2005; McAuley and Knopper 2011), (WHO, 2003).

Dans leur évaluation de l'association entre les aliments traditionnels et l'exposition aux organochlorés, les chercheurs sont souvent confrontés à deux problématiques majeures. D'une part, la présence de proportions de plus en plus élevées des valeurs inférieures à la limite de détection, surtout avec la diminution des niveaux des contaminants dans l'environnement et d'autre part le nombre important d'aliments intercorrélés qui constituent la nourriture traditionnelle. Le choix des méthodes et techniques appropriées pour résoudre ces deux problèmes est d'une importance cruciale sur la validité des résultats et des conclusions obtenus de ces recherches. Depuis plusieurs années des études ont été menées sur l'exposition des premières nations aux organochlorés. L'objectif de la majorité de ces études était soit de comparer les bénéfices de la nourriture traditionnelle aux risques liés à la présence de contaminants soit d'évaluer les effets de ces polluants sur la santé humaine. Dans la majorité de ces études, les valeurs inférieures à la limite de détection sont remplacées par la moitié de la limite de détection (Pereg, Dewailly et al. 2002; Dallaire, Dewailly et al. 2006; Bonnier-Viger, Chateau-Degat et al. 2011; Paunescu, Dewailly et al. 2013). Dans cette étude on se propose d'utiliser une nouvelle méthode pour remplacer ces valeurs et de la comparer avec la méthode traditionnelle à savoir la moitié de la limite de détection. D'autre part, avec le nombre important constituant la nourriture traditionnelle, nous allons comparer l'analyse en composantes principales et la prise des aliments traditionnels séparément. Dans les prochaines sections, nous allons aborder plus en détail ces deux problématiques ainsi que les solutions proposées pour les résoudre.



### 1.3-Problème des valeurs non détectées

Un des problèmes les plus fréquemment rencontrés dans la caractérisation de l'exposition environnementale aux contaminants est la présence des valeurs inférieures à la limite de détection (LD) ou ce qu'on appelle les valeurs non détectées. Ces valeurs même s'elles sont manquantes, elles sont informatives puisqu'elles sont comprises entre zéro et la limite de détection et les exclure dans les analyses statistiques peut amener à des résultats biaisés (Hornung and Reed 1990; Baccarelli, Pfeiffer et al. 2005). En dépit des énormes efforts déployés pour développer des instruments de mesure de haute sensibilité, il y a souvent une proportion substantielle de l'échantillon où les concentrations de ces contaminants environnementaux sont inférieures à la limite de détection que l'instrument de mesure n'est pas capable de mesurer (Chen, Quandt et al. 2011). Ceci est dû principalement au fait que pour des concentrations très basses, il n'est pas toujours possible d'obtenir des mesures de manière juste et fiable. Une variété de méthodes a été proposée pour remédier à ce problème (Helsel 2010), (Helsel 2005b). Parmi celles-ci, nous pouvons citer entre autres les méthodes de la substitution simple, les méthodes paramétriques et non paramétriques et la méthode de Kaplan-Meier. Certaines de ces méthodes ont leurs origines dans la distribution des données comme la distribution normale (dans le cas de la substitution par  $LD/2$ ) et log normal (dans le cas de  $LD/\sqrt{2}$ ).

Une pratique fréquemment employée par les chercheurs est d'utiliser la substitution simple, c'est-à-dire remplacer chaque valeur inférieure à la limite de détection par la limite de détection ( $LD$ ),  $LD/2$ ,  $LD/\sqrt{2}$ , où même zéro, et puis utiliser les procédures standards disponibles pour l'analyse des données. Les plus fréquemment utilisées sont la substitution par  $LD/2$  et par zéro (Barr, Landsittel et al. 2006). Étant donné qu'une seule valeur représente toutes les valeurs inférieures à la limite de détection, les paramètres estimés et leurs variances sont vraisemblablement biaisés. L'utilisation de la substitution simple par  $LD/2$  peut conduire à une sous-estimation de la variance (Uh, Hartgers et al. 2008). Selon Hornung et Reed, la substitution par  $LD/2$  devrait être utilisée seulement lorsque la proportion des données inférieures à la limite de détection est faible (Hornung and Reed 1990). Les méthodes de la substitution simple ne sont pas recommandées à moins que la proportion des valeurs non détectées soit inférieure à 10 % (Helsel 2005). La substitution

simple peut conduire à des inférences correctes si les hypothèses liées à la distribution des données de départ ne sont pas excessivement violées et si la proportion des mesures inférieures à la limite de détection ne dépasse pas 10 %. Au-delà de cette proportion, son utilisation peut amener à des paramètres estimés biaisés (Helsel and Cohn 1988; Hewett and Ganser 2007) L'agence de la protection de l'environnement (EPA: *Environmental Protection Agency, Office of Environmental Information; 2006. Guidance for Data Quality Assessment. Practical Methods for Data Analysis*) ne recommande pas la substitution simple lorsque 15 % et plus des valeurs sont inférieures à la limite de détection.

Avec la diminution des concentrations des contaminants dans l'environnement, les chercheurs se retrouvent de plus en plus avec des données présentant des proportions élevées de valeurs non détectées. Il est donc impératif de trouver des solutions plus efficaces à ce problème et cela d'une part en améliorant les appareils de mesure et d'autre part et en employant plus d'efforts dans la recherche de nouvelles méthodes d'imputations plus adéquates et plus robustes. Des méthodes plus sophistiquées basées sur la distribution des données, telle la méthode d'imputation multiple, présentent une nouvelle approche non biaisée et cela même avec un pourcentage élevé de ces valeurs (Huybrechts, Thas et al. 2002; Lubin 2004; Jain, Caudill et al. 2008). L'un de nos objectifs dans la présente étude est de comparer la substitution simple par la moitié de la limite de détection, une méthode classique plus souvent utilisée en épidémiologie environnementale (Rapport technique de Mistissini 2007), et une nouvelle méthode avec une approche différente à savoir l'imputation multiple.

## **1.4-Problème du grand nombre d'aliments traditionnels intercorrélés**

La deuxième problématique majeure à laquelle les chercheurs sont souvent confrontés dans l'exposition aux contaminants environnementaux par le biais de la nourriture est le nombre important d'aliments consommés et la multicolinéarité existante entre ces derniers. Les analyses traditionnelles en épidémiologie nutritionnelle évaluent souvent la relation entre l'exposition aux contaminants et les aliments en considérant ces derniers séparément

(McCann, Weiner et al. 2001; Hu 2002; Tucker 2010). Ce type d'analyses présente plusieurs limitations méthodologiques. Tout d'abord, la population ne consomme jamais qu'un seul aliment mais plutôt une variété d'aliments avec des combinaisons très complexes. Ensuite, l'effet d'un simple aliment peut être négligeable pour être détecté alors que l'effet de plusieurs aliments inclus dans une combinaison ou dans un groupe peut être suffisamment large pour être significatif. La complexité des régimes alimentaires et la multicolinéarité entre les différents aliments rendent difficile l'évaluation des effets de chaque aliment séparément (Hoffmann, Schulze et al. 2004), (Willette WC, 1998).

Une façon plus adéquate de considérer la complexité, l'intercorrélacion et le grand nombre d'aliments dans l'évaluation de l'association entre la nourriture et l'exposition aux contaminants environnementaux, est de dresser des profils alimentaires en utilisant de nouvelles approches plus appropriées telles l'analyse en composantes principales (ACP), l'analyse typologique ou la régression de rang réduit (Tucker, 2010). L'analyse des profils alimentaire a émergé comme une approche alternative et complémentaire pour examiner la relation entre l'alimentation et plusieurs problèmes de santé publique notamment l'exposition aux contaminants environnementaux (Hendricks, Mwamburi et al. 2008). L'analyse en composantes principales est devenue de plus en plus populaire en épidémiologie nutritionnelle pour dresser les profils alimentaires et identifier les aliments qui sont fréquemment consommés ensemble (Martinez, Marshall et al. 1998; Hu 2002). Elle a été introduite comme une tentative de tenir compte la multidimensionnalité en réduisant la complexité des habitudes alimentaires (Randall, Marshall et al. 1989). En utilisant les questionnaires de fréquences alimentaires (FFQ: Food Frequency Questionnaire), l'analyse en composantes principales peut être une approche alternative pour résumer le large nombre des aliments constituant le régime alimentaire en quelques combinaisons interprétables (Navarro Silvera, Mayne et al. 2011).

L'analyse en composantes principales est une forme d'analyse factorielle dont le but est de créer des combinaisons linéaires des aliments ou groupes d'aliments en fonction de leurs intercorrélacion et cela dans le but d'expliquer le maximum de variance dans la matrice de corrélacion (Moeller, Reedy et al. 2007). Elle consiste à réduire la dimensionnalité d'un

ensemble de données (échantillon) en trouvant un nouvel ensemble de composantes plus petit que l'ensemble original de variables, mais qui contient néanmoins la majorité de l'information. Malgré quelques critiques sur les limites de l'analyse en composantes principales, cette approche est de plus en plus utilisée comme une alternative dans l'étude des habitudes alimentaires des populations (Osler, Helms Andreasen et al. 2002; Togo, Heitmann et al. 2003; Navarro Silvera, Mayne et al. 2011). Dans la présente étude, nous allons comparer l'analyse en composante principales et l'approche classique qui consiste à prendre les aliments séparément dans l'évaluation de l'association entre la nourriture traditionnelle et l'exposition de la communauté crie de Mistissini aux organochlorés.

## **1.5-Imputation multiple**

Comme nous avons mentionné précédemment, l'imputation multiple présente une alternative intéressante pour remédier au problème des valeurs non détectées surtout lorsque la proportion de ces dernières est élevée. Cependant, avant d'aborder l'imputation multiple plus en détail, il est important de définir d'abord les différents types de données manquantes. Little et Rubin ont établi une classification des données manquantes en fonction du mécanisme d'observation (Little and Rubin 1987). Les données sont considérées comme manquantes complètement au hasard (MCAR pour Missing Completely At Random) lorsque la probabilité que cette variable soit manquante est constante. Autrement dit, les sujets ayant une donnée manquante ne peuvent pas être distingués des sujets ayant une donnée observée. Ce cas, rarissime, ne pose aucun problème de biais, mais peut induire une perte de précision puisque le nombre d'observations est réduit. Les données manquantes sont dites manquantes au hasard ou ignorable (MAR pour Missing At Random) lorsque la probabilité de non-réponse peut dépendre des observations, mais pas des données manquantes.

Les données manquantes MAR peuvent induire une perte de précision et des biais sur les estimateurs. Enfin, les données manquantes sont non aléatoires (MNAR pour Missing Not At Random, ou informatives). Dans ce cas, le fait d'avoir une donnée manquante n'est pas aléatoire, elle ne peut pas être déduite des autres variables et dépend de la mesure

manquante (qui aurait pu être observée). C'est ce type de valeurs manquantes qui est le plus souvent rencontré dans les études de recherche environnementales et qui nous intéresse dans le présent mémoire.

L'imputation multiple (IM) a été proposée en premier par Rubin (1978) et décrite en détail par Rubin (1987) et Schafer (1997). Contrairement à la substitution simple, la méthode d'imputation multiple est basée sur la connaissance de la distribution des données. Elle suppose que les données proviennent d'une distribution paramétrique distincte (exemple: Log-normal) ce qui signifie que les paramètres (moyenne et variance) de cette dernière peuvent être estimés par maximum vraisemblance MLE (Maximum-Likelihood Estimator) à partir des concentrations observées et de la valeur de la limite de détection. Une fois l'imputation réalisée n'importe quelle analyse statistique peut être effectuée sur les bases de données obtenues. La procédure de l'imputation multiple consiste à créer plusieurs valeurs plausibles d'une donnée manquante, ce qui nous permet de tenir compte correctement de la variance générée par les valeurs imputées. Elle permet également de préserver les aspects importants des distributions sans affecter pour autant les relations importantes entre variables. L'idée de base élaborée par Rubin est la suivante : (1) imputer les valeurs manquantes en utilisant un modèle approprié qui incorpore la variation aléatoire (2) répéter cette opération  $m$  fois (en général trois à cinq fois) afin d'obtenir  $m$  fichiers de données complets. Les analyses statistiques sont alors effectuées sur chaque fichier complété et les résultats sont combinés pour obtenir le modèle final (Little and Rubin 2002).

Comme toute méthode statistique, l'imputation multiple est basée sur certaines hypothèses. D'abord, elle suppose que les valeurs manquantes sont aléatoires ou de type MAR, ensuite cette méthode suppose que la distribution de départ des données soit connue. Plusieurs études ont montré la robustesse de l'imputation multiple face à la violation de ces hypothèses surtout pour des pourcentages modérés des valeurs non détectées (Schafer and Olsen 1998). Les concentrations des contaminants environnementaux présentant souvent une distribution log-normal, ces données sont ensuite transformées pour une distribution normale. Selon Baccarelli et al., l'imputation multiple est connue pour être plus robuste même quand le pourcentage des valeurs non détectées est élevé (Baccarelli, Pfeiffer et al. 2005). Également, selon Hopke et al., l'utilisation de l'imputation multiple peut

généralement mener à des inférences valides (Hopke, Liu et al. 2001). Les méthodes basées sur la distribution des données, telle l'imputation multiple, supposent que les observations et les valeurs non détectées proviennent d'une distribution commune, elles conduisent à des estimations précises des paramètres même si la proportion des valeurs non détectées est élevée (Lubin 2004; Baccarelli, Pfeiffer et al. 2005). Des recherches par simulations ont déjà démontré que l'imputation multiple a été en mesure de donner des estimations valides tout en tenant en considération de l'incertitude liée à ces estimations (Baccarelli, Pfeiffer et al. 2005; Donders, van der Heijden et al. 2006; Mocking, Assies et al. 2012).

## **1.6-Analyse en composantes principales**

La deuxième méthode que l'on propose dans ce mémoire est l'analyse en composantes principales. L'Analyse en composantes principales est une méthode de la famille de l'analyse des données et plus généralement de la statistique multivariée, qui consiste à transformer des variables liées entre elles (dites "corrélées" en statistique) en nouvelles variables non corrélées les unes des autres. Ces nouvelles variables sont nommées "composantes principales", ou "axes". L'ACP permet au praticien de réduire l'information en un nombre de composantes plus limité que le nombre initial de variables. Le choix des variables à inclure dans l'analyse et le nombre de composantes à retenir sont deux étapes importantes dans l'analyse en composantes principales. Dans cette section nous allons voir les critères les plus utilisés dans ces deux étapes.

### **1.6.1-Sélection des variables**

La première décision cruciale que nous sommes amenés à prendre est évidemment la sélection des variables à inclure dans l'analyse. Il existe plusieurs critères qui peuvent nous aider à prendre cette décision. Parmi ces critères, on peut citer le déterminant de la matrice de corrélation, le Kaiser-Meyer-Olkin et le test de Bartlett qui sont souvent utilisés pour vérifier si dans l'ensemble une matrice de corrélation possède les propriétés souhaitées pour l'analyse en composantes principales.

### **a)-Déterminant de la matrice de corrélation**

Le déterminant est une valeur numérique unique associée à une matrice carrée et qui peut prendre une valeur entre 0 et 1. Un déterminant égal à zéro signifie qu'au moins une variable est une combinaison linéaire parfaite d'une ou de plusieurs autres variables. Il y a donc une variable qui ne rajoute aucune information nouvelle au-delà de celle fournie par les autres variables. Dans ce cas, l'analyse ne peut se faire pour des raisons mathématiques (il est impossible d'inverser la matrice). À l'inverse, un déterminant égal à 1 indique que la matrice de corrélation est une matrice d'identité, c'est à dire une matrice ne contenant que des valeurs 1, sauf pour la présence des valeurs 0 sur la diagonale et des 0 ailleurs. Notons que nous recherchons un déterminant très petit, ce qui constitue un bon indice de l'existence de corrélations entre les variables d'origine incluses dans l'analyse.

### **b)-Test de sphéricité de Bartlett**

Ce test consiste à comparer la matrice des corrélations  $X^T X$  avec l'identité (pas de corrélation entre les variables) en utilisant un test du chi-2. Une valeur élevée avec une signification proche de 0 permet de rejeter la non-corrélation globale des variables, c'est-à-dire, assure que les variables sont suffisamment corrélées entre-elles pour permettre une réduction significative de la dimension. Condition indispensable pour faire une analyse en composantes principales.

### **c)-Kaiser-Meyer-Olkin**

Plus communément appelé le *KMO*, la mesure de Kaiser-Meyer-Olkin est un indice d'adéquation de la solution factorielle. Il indique jusqu'à quel point l'ensemble de variables retenues est un ensemble cohérent. Un *KMO* élevé indique qu'il existe une solution factorielle statistiquement acceptable qui représente les relations entre les variables.

## **1.6.2-Choix du nombre de facteurs à extraire**

Le choix du nombre de facteurs à extraire est également une des plus importantes décisions dans l'analyse en composantes principales. Dans cette étape aussi plusieurs critères sont utilisés.

### **a)-Critère de Kaiser**

Le critère de Kaiser suggère de prendre le nombre de composantes avec une valeur propre supérieure à 1. La base théorique derrière ce choix réside dans le fait que seules les composantes qui contribuent au moins autant que chacune des variables originales (qui contribuait chacune 1 à la variance totale) doivent être retenues. Cependant, certains chercheurs se basent également sur le pourcentage de la variance accumulée. En général, on choisit les composantes expliquant au moins 70 % de la variance totale, le choix de ce pourcentage reste néanmoins complètement arbitraire.

### **b)-Test du coude de Cattell**

Les coefficients affectés aux variables initiales pour obtenir les composantes principales sont appelés les valeurs propres. Le graphique des valeurs propres donne une représentation graphique des informations sur les valeurs propres de chaque facteur présenté dans le tableau des statistiques initiales. Elles représentent la variance expliquée par chaque facteur. Le critère de Cattell propose d'arrêter l'extraction des composantes lorsqu'un changement de pente apparaît dans le graphique. Ce point de cassure représente le nombre de facteurs au-delà duquel l'information ajoutée est peu pertinente.



# CHAPITRE 2 : OBJECTIFS DE L'ÉTUDE

## 2.1-Objectif principal

L'objectif principal de cette étude est de comparer l'imputation multiple et l'analyse en composantes principales aux méthodes classiques utilisées (substitution par LD/2 et prise des aliments traditionnels séparément) dans la détermination des sources alimentaires potentiellement responsables de l'exposition de la communauté crie de Mistissini aux organochlorés.

## 2.2-Objectifs spécifiques

- Prendre en considération l'intercorrélation et la multicollinéarité entre les aliments traditionnels en grand nombre en utilisant l'analyse en composantes principales.
- Remplacer les valeurs non détectées présentes en utilisant l'imputation multiple et la comparaison de celle-ci à la substitution simple par LD/2 habituellement utilisée.
- Évaluer les associations entre les niveaux plasmatiques des organochlorés et les différentes sources alimentaires traditionnelles.



## **CHAPITRE 3 : MÉTHODOLOGIE**

### **3.1-Population à l'étude, échantillonnage et collecte des données**

Dans la présente étude, les données utilisées sont obtenues à partir de l'étude réalisée dans la communauté crie de Mistissini en 2005. La sélection des participants a été réalisée selon un échantillonnage aléatoire simple selon les catégories d'âges suivants : enfants âgés de 0 et 7 ans, enfants âgés de 8 à 14 ans, adultes âgés de 15 à 39 ans et adultes âgés de 40 ans et plus. Des poids ont été attribués à chaque catégorie afin d'assurer que l'échantillon soit représentatif de la population générale de Mistissini. Au total, 541 résidents ont été contactés. De ce nombre, 282 (52 %) personnes ont participé et complété l'étude sur une base volontaire (Méthodologie: Rapport technique de Mistissini 2007).

### **3.2-Questionnaires**

#### **3.2.1-Questionnaires individuels**

Un questionnaire individuel d'exposition/style de vie a été conçu et adapté pour les besoins de cette étude. Les participants âgés de 8 ans et plus ont répondu à des questions sur les sujets suivants : information sociodémographique générale (par exemple, sexe, âge, niveau d'éducation, etc.), information sur la résidence et les ménages (nombre de chambres à coucher, etc.), détails professionnels (statut d'emploi, activités en plein air et passe-temps (chasse et pêche, etc.), information sur le style de vie (eau potable, tabagisme, etc.) et activité physique. Le questionnaire a été préparé par les épidémiologistes et nutritionnistes de l'Unité de recherche de santé publique du Centre hospitalier universitaire de Québec. Il a été réalisé par des interviewers locaux dans la langue locale ou en anglais. La durée moyenne du questionnaire était de 30 minutes environ.

### **3.2.2-Questionnaires sur la consommation des aliments traditionnels**

La consommation des aliments traditionnels a été mesurée en utilisant un questionnaire de fréquence quotidienne alimentaire sur la nourriture traditionnelle (QFA) en référence au « Food Frequency Questionnaire » (FFQ), en prenant en considération les variations saisonnières et les aliments achetés dans le magasin ([Annexe 1](#)). Les interviewers et les traducteurs ont été sélectionnés dans les communautés locales et ont reçu la formation appropriée sur les techniques d'évaluation alimentaire. Tous les questionnaires complétés ont été révisés par les membres de l'équipe de recherche pour s'assurer que toutes les questions avaient été adéquatement répondues.

### **3.3-Analyses de laboratoires**

Les concentrations de quatorze (14) congénères des biphényles polychlorés et onze (11) pesticides ont été déterminées dans les échantillons de plasma des participants. Le bilan des polluants organiques persistants (biphényles polychlorés et pesticides) suivant: congénères 28, 52, 99, 101, 105, 118, 128, 138, 153, 156, 170, 180, 183, 187, aldrin,  $\alpha$ -chlordane,  $\gamma$ -chlordane, cis\_nonachlore, *pp*\_DDE, *pp*\_DDT, hexachlorobenzène, mirex, oxy\_chlordane, trans-nonachlore et  $\beta$ -HCH a été effectué par chromatographie gazeuse couplée à une spectrométrie de masse (GC-MS). La limite de détection est de 0,2  $\mu\text{g/L}$  pour l'Aroclor 1260, de 0.125  $\mu\text{g/L}$  pour les BPCs-28, et de 0.05  $\mu\text{g/L}$  pour *pp*\_DDE, *pp*\_DDT et  $\beta$ -HCH, elle est de 0.02  $\mu\text{g/L}$  pour tous les autres congénères et pesticides ([Annexe 2](#)) (Méthodologie: Rapport technique de Mistissini 2007).

### **3.4-Éthique et confidentialité**

Cette étude a été acceptée par les comités d'éthiques de la recherche de l'Université Laval, de l'Université McGill, de l'Université McMaster, ainsi que le Comité d'éthique du [Conseil Cri de la Santé et des Services sociaux de la Baie James](#) (CCSSBJ). Les individus (ou les différents tuteurs pour les enfants) ont signé le consentement pour participer à l'étude. Toute l'information au sujet des participants est maintenue strictement confidentielle. Un

code alphanumérique pour cataloguer et identifier les questionnaires et les échantillons biologiques est employé pour assurer la confidentialité. Le nom du participant n'apparaît sur aucune documentation exceptée sur les formulaires originaux qui lient ces banques de données aux noms des individus. Tous les questionnaires et résultats d'essai sont gardés à l'Unité de recherche de santé publique pendant la période de l'étude.

## **3.5-Analyses statistiques**

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide de logiciel SAS version 9.3.1., le seuil de signification a été fixé à 0.05.

### **3.5.1-Imputation des valeurs non détectées**

La proportion de détection des organochlorés a été déterminée chez les participants. Pour tous les organochlorés présentant un pourcentage de détection supérieur ou égal à 60 %, l'imputation multiple et la substitution par LD/2 ont été utilisées pour remplacer les valeurs inférieures à la limite de détection. Seuls les organochlorés avec un pourcentage<sup>1</sup> de valeurs non détectées inférieures à 40 % (pourcentage de détection de 60 %) sont retenus afin de comparer la substitution simple par LD/2 et l'imputation multiple. L'imputation multiple a été réalisée à l'aide de la procédure PROC MI avec un modèle incluant l'âge, le congénère 153 et le sexe comme variables prédictives. Au final, 5 ensembles complets de données ont été générés et ont été utilisés pour la régression multivariée. Pour obtenir un seul vecteur d'estimés des coefficients et une seule matrice de variances et covariances, nous avons combiné les  $m$  estimés et les  $m$  matrices de variances et covariances obtenues à partir des  $m$  ensembles de données imputées en utilisant la procédure MIANALYSE. Cette procédure permet de générer des statistiques valides en combinant tous les paramètres générés à l'étape précédente. Elle consiste à calculer la moyenne des paramètres estimés pour chaque imputation. Dans le but de vérifier la sensibilité de l'imputation multiple au nombre d'imputation, nous avons également réalisé des régressions multivariées avec le nombre d'imputation qu'est égal à 10 et 15.

---

1:[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/chms-ecms/report-rapport-eng.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/chms-ecms/report-rapport-eng.pdf)

### **3.5.2-Analyse en composantes principales des sources alimentaires**

L'analyse en composantes principales a été réalisée sur les fréquences des aliments traditionnels consommés par les participants. Au total, 53 sources alimentaires constituaient la nourriture traditionnelle de la communauté de Mistissini. La sélection des aliments à inclure dans l'ACP a été effectuée en utilisant le déterminant de la matrice de corrélation, le critère de Kaiser-Mayer-Olkin et le test de sphéricité de Bartlett qui testent la présence de la corrélation entre les aliments. Les aliments qui sont consommés par un faible pourcentage de participants n'ont pas été compris dans l'analyse, ces derniers présentaient une variance nulle ou très faible, mais pas de valeurs manquantes. Le coefficient de Pearson a été utilisé pour évaluer les corrélations entre les différents aliments traditionnels. Après sélection, 27 aliments traditionnels ont été retenus. D'autre part, le choix des composantes à retenir est basé sur le critère de Kaiser et le test de coude de Cattell. Les scores qui mesurent la corrélation entre les composantes obtenues à partir des variables originales ont été analysés et seuls les aliments avec un poids supérieur ou égal à 0.4 sont considérés dans les composantes. La procédure PROC FACT dans SAS a été utilisée pour réaliser l'analyse en composantes principales.

### **3.5.3-Association entre les organochlorés et les aliments traditionnels**

Une transformation box-cox a été effectuée sur les données afin d'en déterminer la distribution. Ces dernières sont ensuite transformées selon une distribution log-normale dans le but de satisfaire la normalité. L'association entre les concentrations des organochlorés et les sources alimentaires a été évaluée en utilisant des modèles linéaires multivariés. Dans ces modèles prédictifs, les variables dépendantes sont les concentrations des différents organochlorés transformées. Les variables indépendantes sont les fréquences des aliments traditionnels considérés séparément dans un premier temps et ensuite les composantes obtenues après l'analyse en composantes principales. Tous les modèles ont été ajustés pour l'âge (comme variable continue) et seuls les individus âgés de 8 ans et plus ont été inclus. Les variables de confusions (indice de masse corporelle, sexe et tabagisme)

retenues dans ces différents modèles étaient celles qui apportaient un changement de plus de 10 % aux coefficients de régression. Étant donné le nombre important des aliments, les méthodes de sélection « pas à pas », «forward» et «backward» ont été utilisées pour la sélection des variables des modèles finaux. Le seuil d'entrée des variables indépendantes était de 0.20 et les variables ont été retenues dans le modèle au seuil de 0.05. Des tests diagnostiques ont été effectués afin de détecter la présence de valeurs aberrantes ainsi que l'absence de colinéarité. La normalité des résidus après régression a été vérifiée par un diagramme quantile-quantile. La comparaison de la substitution par LD/2 et l'imputation multiple est réalisée en comparant les coefficients (les erreurs standards) des variables expliquant les concentrations des organochlorés.





## CHAPITRE 4 : RÉSULTATS

### 4.1-Description de la population d'étude

La table 1 présente la distribution des participants selon le sexe, les groupes d'âge, l'indice de masse corporelle (IMC) et le tabagisme. L'échantillon final est constitué de 228 individus, dont 138 femmes (60.5 %) et 90 hommes (39.5 %). L'âge moyen est de 32.5 ans (IC à 95 % = 8 ans-88 ans) chez les femmes et de 33 ans (IC à 95 % = 8 ans-86 ans) chez les hommes. Le groupe d'âge de 8-14 ans représente 19.7 % de la population totale, celui de 15-39 ans 50.4 % et enfin le groupe de 40 ans et plus qui représente 29.9 %. Environ 53 % des participants présentaient un IMC supérieur ou égal à 30 kg/m<sup>2</sup> et 69 % étaient des fumeurs.

**Table 1: Distribution des participants selon le sexe, les groupes d'âge, l'indice de masse corporelle et le tabagisme**

|                               | Participants |            |
|-------------------------------|--------------|------------|
|                               | n            | %          |
| <b>Sexe</b>                   |              |            |
| Femmes                        | 138          | 60.5       |
| Hommes                        | 90           | 39.5       |
| <b>Catégories d'âge</b>       |              |            |
| 08-14 ans                     | 45           | 19.7       |
| 15-39 ans                     | 115          | 50.4       |
| 40 ans et plus                | 68           | 29.9       |
| <b>IMC (kg/m<sup>2</sup>)</b> |              |            |
| < 25                          | 51           | 22.4       |
| 25 – 29.99                    | 57           | 25         |
| 30 et plus                    | 120          | 52.6       |
| <b>Tabagisme</b>              |              |            |
| Oui                           | 157          | 68.8       |
| Non                           | 71           | 31.2       |
| <b>Totale</b>                 | <b>228</b>   | <b>100</b> |

IC : Intervalle de confiance

La table 2 montre l'indice de masse corporelle en fonction des catégories d'âge et du sexe. Comme l'illustre cette table, 58 % des femmes et 46.4 % des hommes présentaient un indice de masse corporelle supérieur à 30 kg/m<sup>2</sup> indiquant un risque élevé de problèmes de santé. Dans les catégories d'âge 15-39 ans et 40 ans et plus, respectivement 60 % et 67.6 % des individus montraient également un indice de masse corporelle supérieur ou égale à 30 kg/m<sup>2</sup>.

**Table 2: Catégories d'indice de masse corporelle en fonction des catégories d'âge et du sexe**

|                         |                |   | Catégories IMC* (kg/m <sup>2</sup> ) |            |      | Total |
|-------------------------|----------------|---|--------------------------------------|------------|------|-------|
|                         |                |   | < 25                                 | 25 – 29.99 | ≥30  |       |
| <b>Catégories d'âge</b> | 8-14 ans       | n | 25                                   | 12         | 5    | 42    |
|                         |                | % | 62.2                                 | 26.7       | 11.1 |       |
|                         | 15-39 ans      | n | 17                                   | 29         | 69   | 115   |
|                         |                | % | 14.8                                 | 25.2       | 60   |       |
|                         | 40 ans et plus | n | 2                                    | 16         | 46   | 63    |
|                         |                | % | 8.8                                  | 23.6       | 67.6 |       |
| <b>Sexe</b>             | Femmes         | n | 27                                   | 29         | 80   | 136   |
|                         |                | % | 19.9                                 | 21.3       | 58.8 |       |
|                         | Hommes         | n | 17                                   | 28         | 39   | 84    |
|                         |                | % | 20.2                                 | 33.4       | 46.4 |       |
| <b>Total</b>            |                | n | 44                                   | 57         | 120  | 220   |
|                         |                | % | 20                                   | 26         | 54   | 100   |

\*: 8 individus avaient l'indice de masse corporelle manquant.

## **4.2-Consommation de la nourriture traditionnelle**

Les participants ont répondu au questionnaire sur la consommation des aliments traditionnels. La table 3 (table extraite : *'Environmental Health Study- Technical Report of Mistissini 2007'*) illustre le pourcentage des consommateurs et la moyenne mensuelle de consommation des différents aliments (jour/mois). Les aliments les plus consommés par les participants sont la viande cuite de caribou (80.7 %), viande d'orignal (96.1 %), les oies (99 %) et enfin les perdrix et les lagopèdes. Ces derniers sont consommés plus de 2 fois mensuellement par environ 80 % des participants. Le doré, la truite mouchetée, la truite grise et le brochet sont les poissons les plus consommés (75 %, 58.8 %, 50 %, 50.4 %). Le doré par exemple est consommé presque deux fois par mois par des participants. Par ailleurs, si les baies sauvages sont consommées par une bonne proportion de participants, ces derniers ne semblent pas consommer les œufs de poissons et les abats de mammifères.

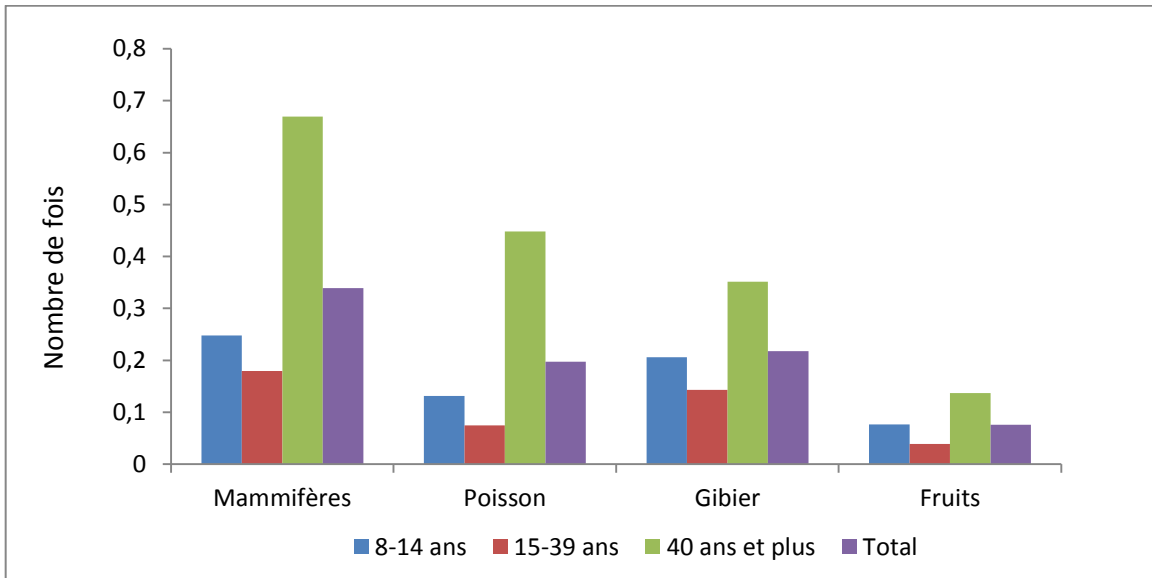
## **4.3-Consommation des aliments traditionnels en fonction des catégories d'âge et du sexe**

L'évaluation de la consommation de la nourriture traditionnelle en fonction des catégories d'âge a montré que les individus âgés de 40 ans et plus consomment 2 à 4 fois plus souvent de viande de mammifères, de gibier, de poissons et de baies sauvages que les enfants ou les adultes de moins de 40 ans (figure 1). Dans l'ordre croissant, c'est la consommation de fruits sauvages, de poissons, de gibier et enfin la consommation de mammifères comme le montre la figure 1. Toutefois, chez les participants âgés de 40 ans et plus, la consommation de poissons est supérieure à celle du gibier. Comme le montre la figure 2, la consommation des aliments traditionnels semble être la même pour les hommes et les femmes. Cependant, les hommes semblent consommer plus de viande de petits et de grands mammifères que les femmes.

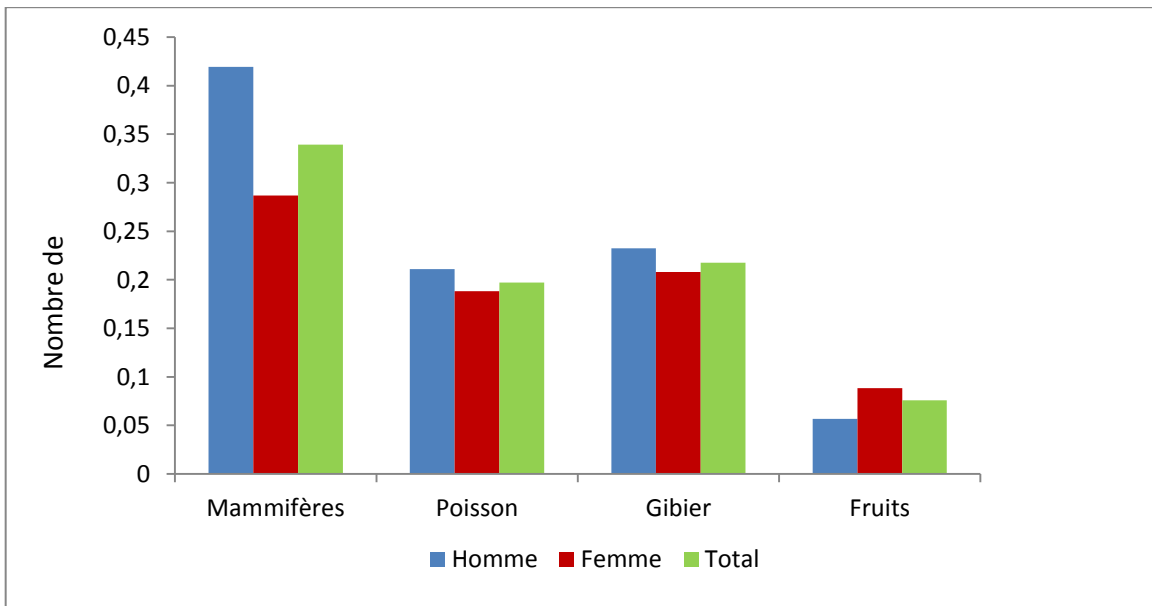
**Table 3: Pourcentages de consommation et fréquence moyenne mensuelle de la consommation des aliments traditionnels**

| Aliments traditionnels    | filles<br>(<19) n=26                | Garçons<br>(<19) n=35               | Femmes<br>(≥19) n=64                | Hommes<br>(≥19) n=103               | Total<br>population<br>n=228        |
|---------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|
|                           | % de<br>consommation<br>(jour/mois) | % de<br>consommation<br>(jour/mois) | % de<br>consommation<br>(jour/mois) | % de<br>consommation<br>(jour/mois) | % de<br>consommation<br>(jour/mois) |
| Viande ours séchée        | 4.76 (0.17)                         | 5.71 (4.29)                         | 26.1 (0.95)                         | 27.2 (1.05)                         | 21.5 (1.13)                         |
| Viande ours cuite         | 38.1 (0.83)                         | 37.1 (0.83)                         | 78.3 (0.91)                         | 59.2 (0.74)                         | 59.7 (0.82)                         |
| Abats ours                | 4.76 (0.08)                         | 2.86 (0.08)                         | 4.35 (0.08)                         | 4.85 (0.20)                         | 4.39 (0.14)                         |
| Viande orignal séchée     | 19.1 (1.00)                         | 2.86 (0.5)                          | 43.5 (1.19)                         | 36.9 (1.22)                         | 32.0 (1.19)                         |
| Viande orignal cuite      | 95.2 (4.81)                         | 91.4 (2.50)                         | 98.6 (5.05)                         | 96.1 (3.66)                         | 96.1 (4.03)                         |
| Abats orignal             | 28.6 (0.31)                         | 14.3 (0.40)                         | 59.4 (0.34)                         | 46.6 (0.28)                         | 43.9 (0.31)                         |
| Viande caribou séchée     | 14.3 (2.59)                         | 11.4 (1.00)                         | 27.5 (3.15)                         | 22.3 (1.62)                         | 21.5 (2.22)                         |
| Viande caribou cuite      | 66.7 (3.54)                         | 74.3 (1.00)                         | 89.9 (2.47)                         | 79.6 (2.27)                         | 80.7 (2.25)                         |
| Abats caribou             | 9.52 (0.21)                         | 5.71 (0.12)                         | 10.1 (0.68)                         | 6.8 (0.32)                          | 7.89 (0.43)                         |
| Viande castor             | 81.0 (1.54)                         | 65.7 (0.81)                         | 87.0 (1.52)                         | 77.7 (1.18)                         | 79.0 (1.28)                         |
| Viande lapin              | 61.9 (1.35)                         | 54.3 (0.53)                         | 72.5 (1.10)                         | 62.1 (1.61)                         | 64.0 (1.27)                         |
| Viande sauvages fumée     | 33.3 (1.16)                         | 31.4 (0.14)                         | 46.4 (1.01)                         | 28.2 (0.73)                         | 34.7 (0.80)                         |
| Truite mouchetée          | 52.4 (1.11)                         | 40.0 (2.46)                         | 71.0 (1.32)                         | 58.3 (1.87)                         | 58.8 (1.67)                         |
| Doré                      | 76.2 (1.47)                         | 57.1 (1.11)                         | 85.5 (2.51)                         | 73.8 (1.55)                         | 75.0 (1.82)                         |
| Corégone                  | 9.52 (0.08)                         | 5.71 (0.50)                         | 30.4 (1.54)                         | 35.0 (2.02)                         | 26.8 (1.73)                         |
| Brochet                   | 38.1 (1.05)                         | 37.1 (0.75)                         | 58.0 (1.58)                         | 52.4 (1.57)                         | 50.4 (1.44)                         |
| Truite grise              | 47.6 (0.93)                         | 37.1 (2.23)                         | 68.1 (1.31)                         | 42.7 (2.32)                         | 50.0 (1.77)                         |
| Esturgeon                 | 9.52 (0.17)                         | 11.4 (0.23)                         | 34.8 (0.44)                         | 28.2 (0.94)                         | 25.9 (0.67)                         |
| Lotte                     | 9.52 (0.08)                         | 5.71 (1.34)                         | 10.1 (1.75)                         | 13.6 (2.37)                         | 11.0 (1.93)                         |
| Meunier noir              | 14.3 (2.09)                         | 14.3 (1.55)                         | 18.8 (2.27)                         | 23.3 (1.97)                         | 19.7 (2.02)                         |
| Poisson d’océan           | 4.76 (0.67)                         | 2.86 (0.50)                         | 11.6 (1.50)                         | 10.7 (0.55)                         | 9.21 (0.92)                         |
| Œufs de poisson           | 9.52 (0.54)                         | 5.71 (0.08)                         | 17.4 (0.67)                         | 20.4 (1.12)                         | 16.2 (0.88)                         |
| Poisson sauvage fumé      | 28.6 (0.89)                         | 37.1 (0.76)                         | 53.6 (1.67)                         | 41.8 (1.01)                         | 43.4 (1.21)                         |
| Grand/ à collier Huard    | 4.76 (0.08)                         | 2.86 (0.08)                         | 11.6 (0.62)                         | 4.85 (0.58)                         | 6.58 (0.53)                         |
| Oies                      | 100 (2.60)                          | 100 (2.00)                          | 100 (2.39)                          | 98.1 (2.22)                         | 99.1 (2.27)                         |
| Canard plongeurs          | 23.8 (0.80)                         | 22.9 (1.15)                         | 42.0 (1.17)                         | 28.2 (1.43)                         | 31.1 (1.25)                         |
| Canards d’océan           | 19.1 (0.86)                         | 22.9 (0.73)                         | 33.3 (0.86)                         | 28.2 (1.25)                         | 28.1 (1.02)                         |
| Autres canards            | 0 (0)                               | 5.71 (1.13)                         | 5.80 (1.06)                         | 1.94 (7.73)                         | 3.51 (2.75)                         |
| Perdrix et lagopèdes      | 81.0 (2.46)                         | 65.7 (1.47)                         | 87.0 (2.10)                         | 78.6 (2.49)                         | 79.4 (2.23)                         |
| Gésier oie                | 28.6 (1.74)                         | 34.3 (2.06)                         | 60.9 (1.56)                         | 49.5 (1.29)                         | 48.7 (1.50)                         |
| Fruits sauvages           | 66.7 (1.53)                         | 77.1 (2.04)                         | 63.8 (1.36)                         | 66.0 (1.99)                         | 67.1 (1.77)                         |
| Confiture fruits sauvages | 57.1 (1.38)                         | 71.4 (1.77)                         | 62.3 (1.33)                         | 66.0 (2.00)                         | 64.9 (1.72)                         |
| Graisse ours              | 23.8 (1.22)                         | 11.4 (0.21)                         | 71.0 (0.75)                         | 48.5 (1.37)                         | 47.4 (1.04)                         |
| Graisse oie               | 66.7 (1.78)                         | 48.6 (1.47)                         | 60.9 (1.72)                         | 51.5 (1.93)                         | 55.3 (1.78)                         |
| Graisse d’orignal         | 0 (0)                               | 0 (0)                               | 13.0 (2.20)                         | 7.77 (2.14)                         | 7.46 2.17)                          |

**Figure 1: Moyennes de la fréquence de consommation quotidienne de poisson, gibiers, mammifères et fruits sauvages en fonction des catégories d'âge**



**Figure 2: Moyennes de la fréquence de consommation quotidienne de poisson, gibiers, mammifères et fruits sauvages en fonction du sexe**



## 4.4-Description des concentrations des organochlorés

### 4.4.1-Pourcentages des BPCs et pesticides détectés chez les participants

Les tables 4 et 5 montrent les pourcentages de détection des biphényles polychlorés et des pesticides chez les hommes et les femmes, en fonction des groupes d'âge. Parmi les 24 organochlorés, 12 d'entre eux ont été détectés chez 60 % et plus des participants. Comme recommandé dans le Rapport sur la biosurveillance humaine des substances chimiques de l'environnement au Canada<sup>1</sup>, seuls ces derniers vont être inclus dans nos futures analyses.

Les congénères 153, 138, 180 et les pesticides *pp\_dde* et hexachlorobenzène sont les organochlorés les plus détectés. Avec des pourcentages de détections respectifs de 97.7 %, 87.28 %, 88.60 %, 99.56 % et 94.30 %, on les retrouve chez toutes les catégories d'âge même chez les plus jeunes. Ceci est dû au fait que ces composés sont parmi les plus dominants et présents dans les mixtures des polluants organiques persistants. Si les congénères 28, 101 et 128 sont les moins présents chez les participants, tous les autres congénères sont détectés dans les deux catégories d'âges 15-39 ans et 40 ans et plus excepté pour le congénère 105 qui est détecté seulement chez les individus de 39 ans et plus. En ce qui concerne les pesticides, le trans-nonachlore et le mirex sont détectés chez les individus âgés de 15 ans et plus. Par contre, cis\_nonachlore et oxy\_chlordane (deux composés du chlordane) sont détectés chez les participants âgés de 39 ans et plus seulement.

---

1:[http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt\\_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/chms-ecms/report-rapport-eng.pdf](http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/alt_formats/hecs-sesc/pdf/pubs/contaminants/chms-ecms/report-rapport-eng.pdf)

**Table 4: Pourcentages de détection des biphényles polychlorés selon les catégories d'âge et du sexe**

| Groupes d'âge  | 8-14 ans      |               |               | 15-39 ans     |               |                | 40 ans et plus |               |               | Total        |
|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|----------------|----------------|---------------|---------------|--------------|
|                | Femme         | Homme         | Total         | Femme         | Homme         | Total          | Femme          | Homme         | Total         |              |
|                | <b>n = 29</b> | <b>n = 16</b> | <b>n = 45</b> | <b>n = 69</b> | <b>n = 46</b> | <b>n = 115</b> | <b>n = 40</b>  | <b>n = 28</b> | <b>n = 68</b> | <b>100%</b>  |
| <b>BPCs</b>    |               |               |               |               |               |                |                |               |               |              |
| <b>BPC-28</b>  | 0.00          | 0.00          | 0.00          | 0.00          | 0.00          | 0.00           | 5.0            | 3.57          | 4.40          | 1.30         |
| <b>BPC-99</b>  | 17.24         | 6.25          | 13.33         | 62.32         | 58.70         | 60.87          | 97.50          | 96.43         | 97.07         | <b>62.28</b> |
| <b>BPC-101</b> | 0.00          | 0.00          | 0.00          | 1.45          | 0.00          | 0.87           | 14.71          | 14.29         | 20.59         | 6.58         |
| <b>BPC-105</b> | 6.90          | 0.00          | 4.44          | 26.09         | 17.39         | 22.61          | 92.50          | 85.71         | 79.71         | 39.04        |
| <b>BPC-118</b> | 31.03         | 25.00         | 28.89         | 76.81         | 78.26         | 77.39          | 100            | 96.43         | 98.53         | <b>74.12</b> |
| <b>BPC-128</b> | 3.45          | 0.00          | 2.22          | 0.00          | 6.52          | 2.61           | 47.50          | 25.00         | 38.24         | 13.16        |
| <b>BPC-138</b> | 51.72         | 50.00         | 51.11         | 94.20         | 93.48         | 93.91          | 100            | 100           | 100           | <b>87.28</b> |
| <b>BPC-153</b> | 93.10         | 87.50         | 91.11         | 98.55         | 97.83         | 98.26          | 100            | 100           | 100           | <b>97.37</b> |
| <b>BPC-156</b> | 13.79         | 12.50         | 13.33         | 62.32         | 67.39         | 64.35          | 97.50          | 96.43         | 97.06         | <b>64.04</b> |
| <b>BPC-170</b> | 24.14         | 25.00         | 24.44         | 73.91         | 80.43         | 76.52          | 100            | 96.43         | 98.53         | <b>72.81</b> |
| <b>BPC-180</b> | 51.72         | 56.25         | 53.33         | 95.65         | 95.65         | 95.65          | 100            | 100           | 100           | <b>88.60</b> |
| <b>BPC-183</b> | 13.79         | 0.00          | 8.89          | 56.52         | 60.87         | 58.26          | 97.50          | 96.43         | 97.06         | <b>60.09</b> |
| <b>BPC-187</b> | 41.38         | 25.00         | 35.56         | 79.71         | 82.61         | 80.87          | 100            | 96.83         | 98.53         | <b>77.19</b> |

**Table 5: Pourcentages de détection des pesticides selon les catégories d'âge et du sexe**

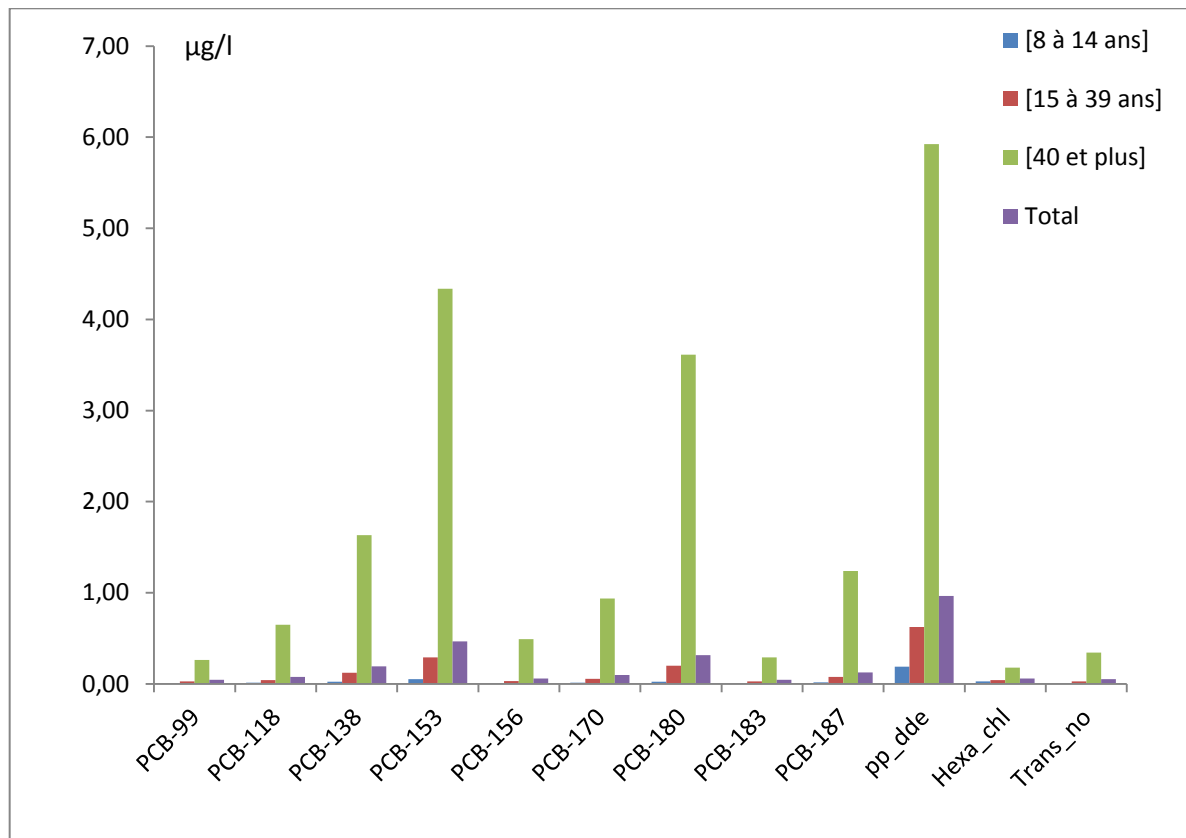
| Groupes<br>âge          | 8-14 ans |        |        | 15-39 ans |        |         | 40 ans et plus |        |        | Total        |
|-------------------------|----------|--------|--------|-----------|--------|---------|----------------|--------|--------|--------------|
|                         | Femme    | Homme  | Total  | Femme     | Homme  | Total   | Femme          | Homme  | Total  |              |
|                         | n = 29   | n = 16 | n = 45 | n = 69    | n = 46 | n = 115 | n = 40         | n = 28 | n = 68 | 100%         |
| <b>Pesticides</b>       |          |        |        |           |        |         |                |        |        |              |
| <b>Aldrin</b>           | 0.00     | 0.00   | 0.00   | 0.00      | 0.00   | 0.00    | 0.00           | 0.00   | 0.00   | 0.00         |
| <b><i>α</i>_chlorda</b> | 0.00     | 0.00   | 0.00   | 0.00      | 0.00   | 0.00    | 0.00           | 3.57   | 1.47   | 0.44         |
| <b><i>γ</i>_chlorda</b> | 0.00     | 0.00   | 0.00   | 0.00      | 0.00   | 0.00    | 0.00           | 0.00   | 0.00   | 0.00         |
| <b>Oxy_chlo</b>         | 13.79    | 0.00   | 8.89   | 43.48     | 50.00  | 46.09   | 87.50          | 92.86  | 89.71  | 51.75        |
| <b>Cis_nona</b>         | 3.45     | 0.00   | 2.22   | 15.94     | 26.09  | 20.00   | 90             | 89.29  | 89.71  | 37.28        |
| <b>Trans_nona</b>       | 13.79    | 6.25   | 11.11  | 60.87     | 69.57  | 64.35   | 100            | 96.43  | 98.53  | <b>67.95</b> |
| <b>Hexa_chl</b>         | 82.76    | 81.25  | 82.22  | 95.65     | 95.65  | 95.65   | 100            | 100    | 100    | <b>94.30</b> |
| <b><i>β</i>_hexach</b>  | 0.00     | 0.00   | 0.00   | 0.00      | 2.17   | 0.87    | 30.00          | 14.29  | 23.53  | 7.46         |
| <b>Mirex</b>            | 10.34    | 0.00   | 6.67   | 52.17     | 60.87  | 55.65   | 95.00          | 96.43  | 95.59  | 57.89        |
| <b><i>pp</i>_DDT</b>    | 0.00     | 0.00   | 0.00   | 4.35      | 2.17   | 3.48    | 27.50          | 28.57  | 27.94  | 10.09        |
| <b><i>pp</i>_DDE</b>    | 100      | 100    | 100    | 100       | 97.83  | 99.13   | 100            | 100    | 100    | <b>99.56</b> |



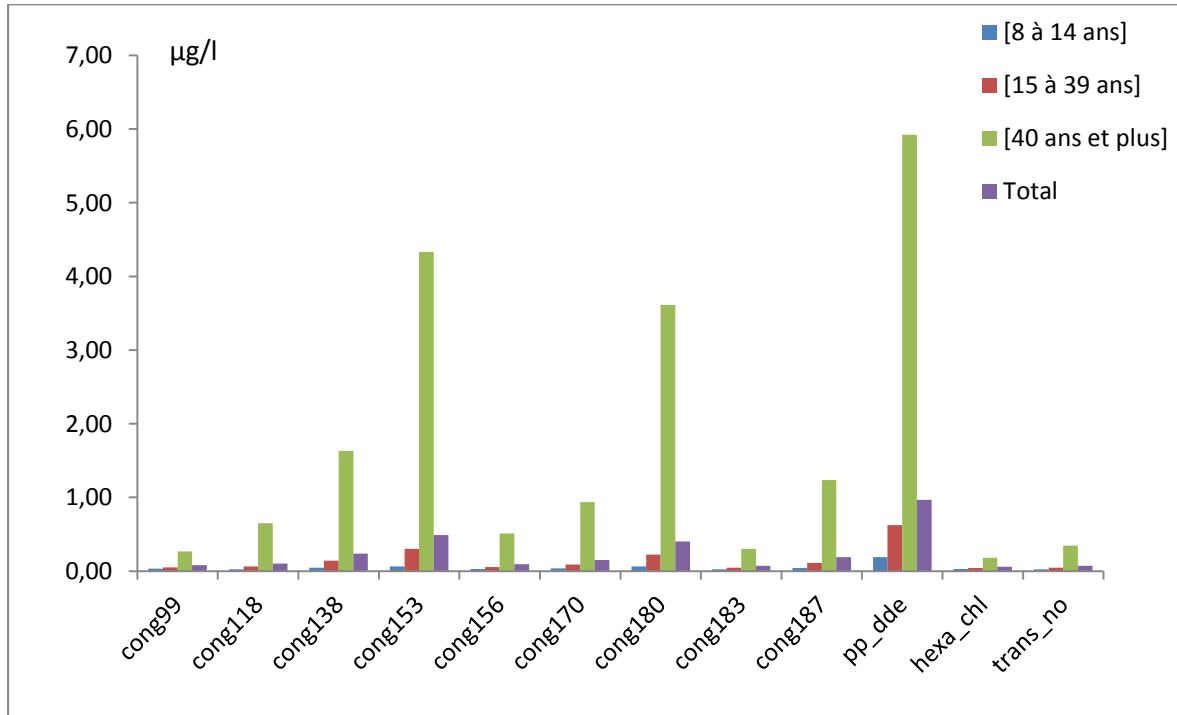
#### 4.4.2-Distribution des biphényles polychlorés et des pesticides

Une fois les valeurs non détectées remplacées, en utilisant la moitié de la limite de détection (LD/2) et l'imputation multiple (IM), les moyennes géométriques des concentrations des organochlorés sont calculées selon le sexe, les catégories d'âge et l'indice de masse corporelle comme illustré par les figures 3, 4, 5 et 6 et par la table 6. Ces concentrations sont exprimées en  $\mu\text{g/L}$ . Pour les deux méthodes d'imputation, non seulement les organochlorés montrent une augmentation avec l'âge mais, la catégorie d'âge 39 ans et plus montre des concentrations très élevées par rapport aux deux autres catégories. Les plus dominants sont les congénères 153, 180, 138 et 187. Dans les pesticides, le *pp\_dde* est de loin le pesticide le plus présent avec des concentrations 10 à 20 fois plus élevées que les deux autres pesticides.

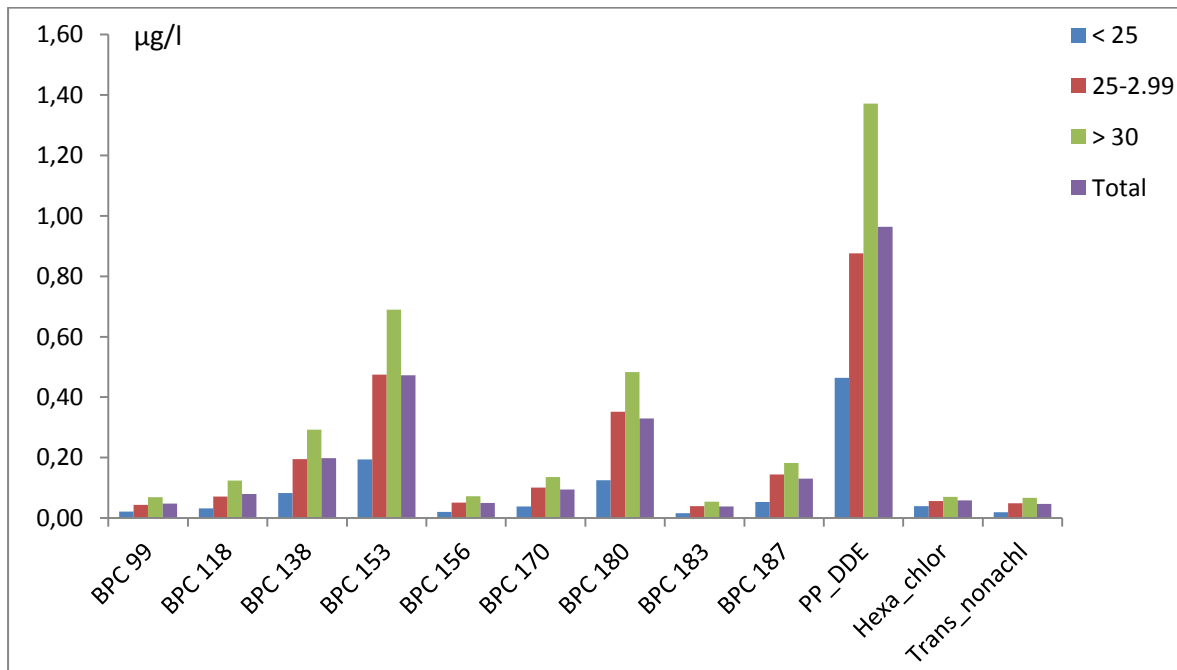
**Figure 3: Moyennes géométriques des organochlorés en fonction des catégories d'âge (LD/2)**



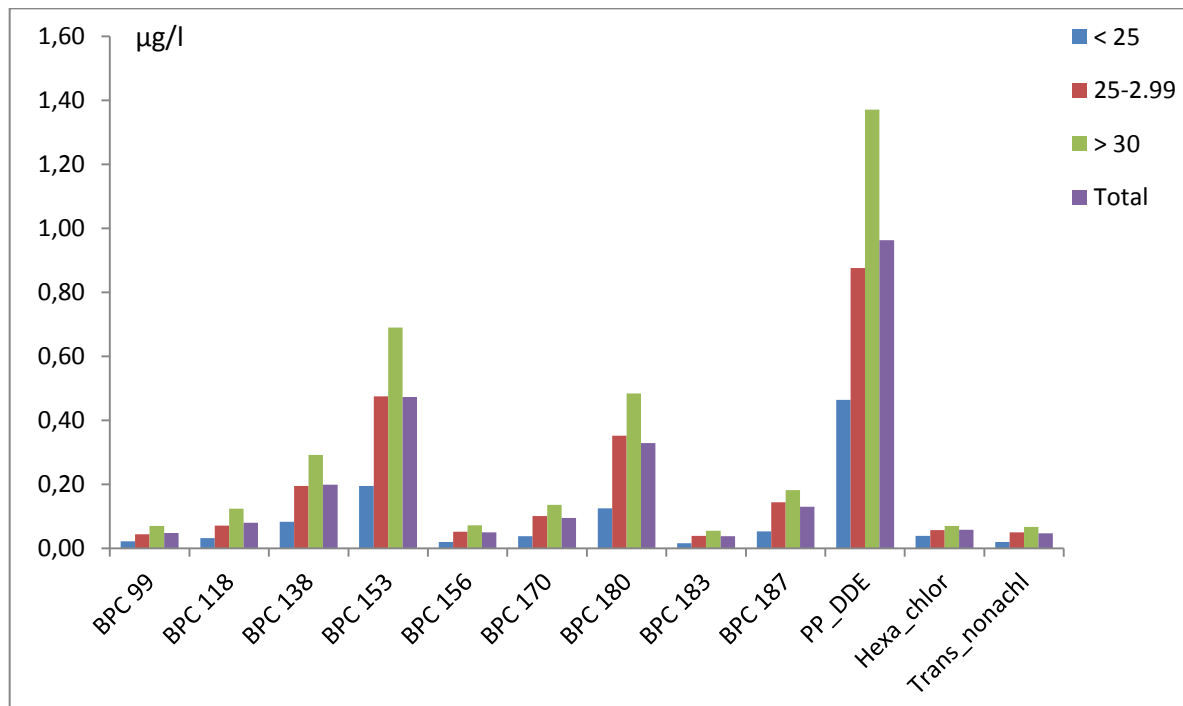
**Figure 4: Moyennes géométriques des organochlorés en fonction des catégories d'âge (Imputation Multiple)**



**Figure 5: Moyennes géométriques des organochlorés selon les catégories de l'indice de masse corporelle (kg/m<sup>2</sup>) (LD/2)**



**Figure 6: Moyennes géométriques des organochlorés selon les catégories de l'indice de masse corporelle (kg/m<sup>2</sup>) (Imputation Multiple)**



Les figures 5 et 6 montrent les concentrations des différents organochlorés en fonction des catégories d'indice de masse corporelle (LD/2, Imputation multiple). On peut constater une augmentation de ces concentrations en passant de la catégorie « poids santé » (IMC inférieur à 25 kg/m<sup>2</sup>) à la catégorie « obèse » (IMC supérieur à 30 kg/m<sup>2</sup>).

La comparaison des concentrations des organochlorés en fonction du sexe est illustrée par la table 6 et cela pour les deux méthodes d'imputation. Il ne se semble pas y avoir de différence significative (p-valeur supérieure à 0.05) entre les hommes et les femmes en remplaçant les valeurs non détectées par LD/2. Par contre, en utilisant l'imputation multiple, on constate une différence significative entre les hommes et les femmes pour les concentrations du congénère 99 (F=5.49, p-valeur=0.0193) et du congénère 118 (F=15.19, p-valeur=0.0001). Ces deux congénères présentent un pourcentage de 37.6 % et de 26 % des valeurs non détectées.

**Table 6: Comparaison des concentrations des organochlorés en fonction du sexe (LD/2 et Imputation Multiple)**

| Organochlorés | LD/2   |            | Imputation multiple |            |
|---------------|--------|------------|---------------------|------------|
|               | F      | Valeur - p | F                   | Valeur - p |
| BPC-99        | 1.3210 | 0.2520     | 5.4853              | 0.0193     |
| BPC-118       | 3.2291 | 0.0736     | 15.1880             | 0.0001     |
| BPC-138       | 0.1155 | 0.7341     | 0.2985              | 0.5850     |
| BPC-153       | 0.0155 | 0.9009     | 0.2906              | 0.5900     |
| BPC-156       | 0.4125 | 0.5213     | 2.7932              | 0.0951     |
| BPC-170       | 0.5903 | 0.4430     | 3.8602              | 0.0497     |
| BPC-180       | 0.5577 | 0.4560     | 3.9221              | 0.0479     |
| BPC-183       | 0.0165 | 0.8976     | 0.0108              | 0.9174     |
| BPC-187       | 0.2255 | 0.6352     | 1.7250              | 0.1893     |
| pp_DDE        | 0.8531 | 0.3566     | 3.0565              | 0.0807     |
| Hexa_chl      | 0.8061 | 0.3702     | 2.9116              | 0.0882     |
| Trans_nonachl | 0.4051 | 0.5250     | 2.7884              | 0,952      |

## 4.5-Analyse en composantes principales sur les aliments traditionnels

L'analyse en composantes principales a été réalisée sur 27 aliments traditionnels après élimination des aliments présentant un faible pourcentage de consommateurs, la corrélation (coefficients de Spearman) entre ces aliments est présentée à [l'annexe 3](#). La table 8 montre les scores des facteurs, qui sont l'équivalent des corrélations simples entre les différents aliments et les composantes principales. Une valeur positive indique que l'aliment est positivement associé avec la composante et une valeur négative indique une association inverse.

### 4.5.1-Composantes retenues

Une fois l'analyse réalisée, la mesure d'adéquacité de l'échantillonnage Kaiser-Meyer-Olkin obtenu est égale à 0.78, ce qui peut être qualifié de bonne qualité. Le test de sphéricité de Bartlett est significatif ( $P=.000$ ), ce qui permet de rejeter l'hypothèse nulle voulant que nos

données proviennent d'une population pour laquelle la matrice serait une matrice d'identité. La figure 7 montre le graphe des éboullis de Cattell et la table 7 présente les variances expliquées par les différentes composantes principales. Les 8 premières composantes présentent des valeurs propres supérieures ou égales à 1 et expliquent 73 % de la variance totale.

**Table 7: Valeurs propres et pourcentage de variance expliqué par les composantes**

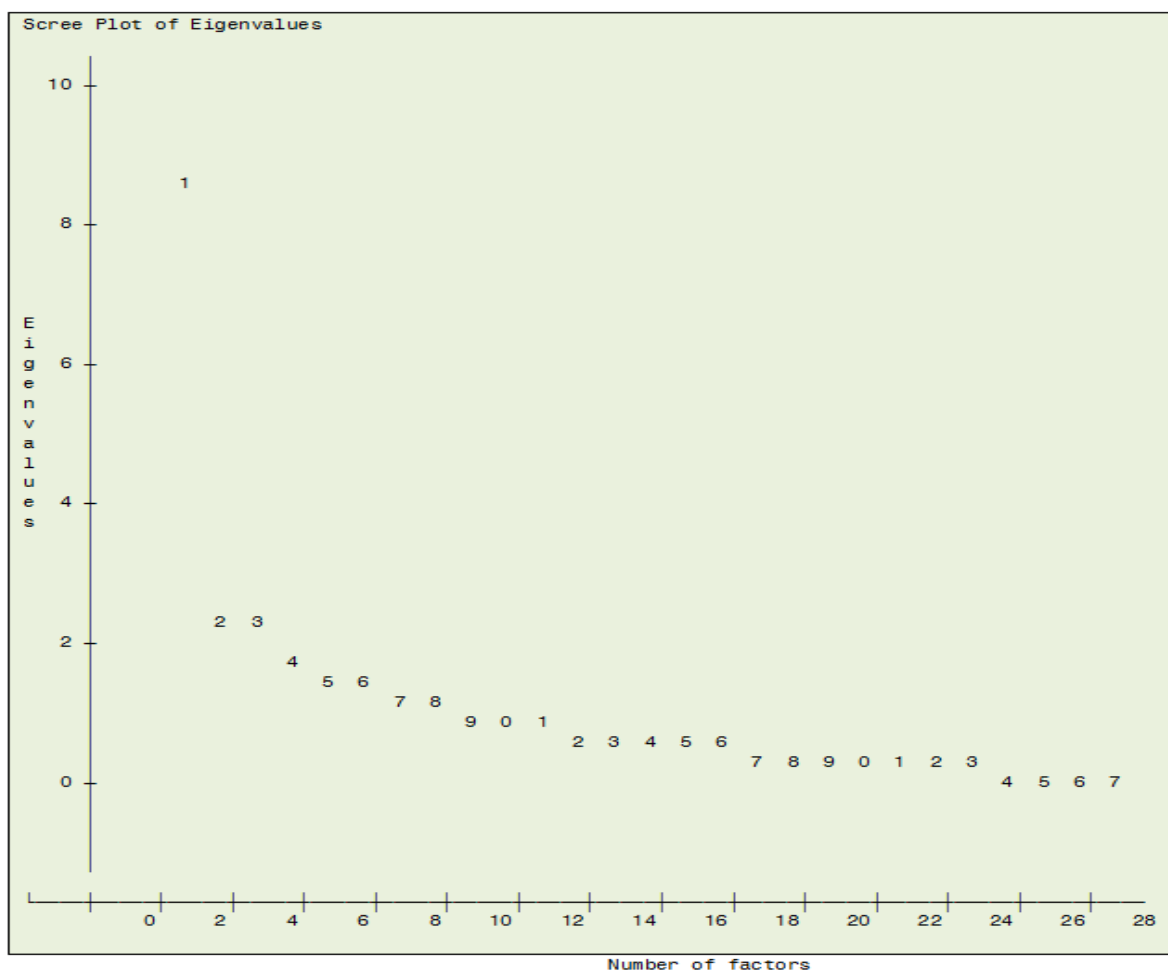
| <b>Total= 27 aliments traditionnels</b> |                        |                   |                   |                  |
|---|------------------------|-------------------|-------------------|------------------|
| <b>Composantes</b>                      | <b>Valeurs propres</b> | <b>Différence</b> | <b>Proportion</b> | <b>Cumulatif</b> |
| 1                                       | 8.50704705             | 6.22700743        | 0.3151            | 0.3151           |
| 2                                       | 2.28003962             | 0.07210966        | 0.0844            | 0.3995           |
| 3                                       | 2.20792996             | 0.41227488        | 0.0818            | 0.4813           |
| 4                                       | 1.79565508             | 0.33225260        | 0.0665            | 0.5478           |
| 5                                       | 1.46340248             | 0.09320535        | 0.0542            | 0.6020           |
| 6                                       | 1.38229009             | 0.2142010         | 0.0512.           | 0.6488           |
| 7                                       | 1.16808909             | 0.11135301        | 0.0433            | 0.6920           |
| 8                                       | 1.05673608             | 0.25460113        | 0.0391            | 0.7312           |
| 9                                       |                        | .                 | .                 | .                |

#### **4.5.2-Interprétation des composantes retenues**

La table 8 présente les scores des aliments avec les 3 premières différentes composantes. Dans l'interprétation des différentes composantes, seuls les aliments présentant un score plus grand ou égal que 0.4 sont considérés. La première composante (Comp-1) expliquant 31 % de la variance totale, elle est corrélée positivement à plusieurs aliments traditionnels comme la truite grise (0.68), la truite mouchetée (0.63) brochet (0.74), canards (0.61 et 0.65), viande de caribou (0.56, 0.60), viande d'original (0.53, 0.66). Elle est très corrélée également avec la consommation de fruits sauvages (0.76 et 0.83) lesquels semblent être consommés fréquemment avec tous les autres aliments, on peut donc l'appeler la composante des aliments traditionnels communément consommés. Expliquant environ 8.5 % de la variance totale, la seconde composante (Comp-2) est négativement corrélée à la viande d'ours séchée (-0.56), abats d'original (-0.55) et la truite grise (-0.43). Par contre, cette composante est positivement corrélée à la graisse d'ours. Il est cependant difficile de

trouver une interprétation à cette composante. La troisième composante (comp-3) peut être nommée la composante «des aliments séchés et fumés», elle explique 8 % de la variance totale et elle présente plutôt des scores positifs aux aliments séchés ou fumés tels la viande d'orignal séchée (0.50), viande de caribou séchée (0.50), le corégone (0.41). Cependant, cette composante est négativement corrélée aux canards de surface (-0.42) et aux canards d'océans (-0.41).

**Figure 7: Graphe des éboulis (diagramme de Cattell)**



**Table 8: Scores des facteurs par rapport aux sources alimentaires initiales**

|                          | <b>Comp-1</b> | <b>Comp-2</b> | <b>Comp-3</b> |
|--------------------------|---------------|---------------|---------------|
| Viande ours séchée       | 0.56307       | -0.56561      | 0.02487       |
| Viande ours cuite        | 0.38842       | -0.37490      | 0.13108       |
| Viande orignal séchée    | 0.52922       | 0.19637       | 0.50295       |
| Viande orignal cuite     | 0.66105       | -0.13910      | 0.35678       |
| Abats orignal            | 0.52820       | -0.55484      | -0.08430      |
| Viande caribou séchée    | 0.55878       | 0.12296       | 0.50003       |
| Viande caribou cuite     | 0.60458       | -0.26380      | 0.30983       |
| Viande castor            | 0.53310       | 0.33328       | 0.34460       |
| Viande lapin             | 0.40818       | 0.23619       | 0.16114       |
| Viande animaux fumée     | 0.42075       | -0.19975      | -0.00688      |
| Truite mouchetée         | 0.62966       | -0.33899      | -0.06326      |
| Doré                     | 0.62657       | 0.29910       | -0.00941      |
| Corégone                 | 0.57056       | 0.34735       | 0.41075       |
| Brochet                  | 0.74389       | 0.15635       | 0.05846       |
| Truite grise             | 0.68219       | -0.43386      | -0.09461      |
| Esturgeon                | 0.27959       | 0.27691       | 0.04129       |
| Meunier noir             | 0.49352       | 0.30095       | -0.33903      |
| Autres poissons fumés    | 0.52932       | 0.05836       | 0.43369       |
| Oies                     | 0.55938       | 0.27423       | -0.26017      |
| Canards de surface       | 0.60803       | 0.00831       | -0.41715      |
| Canard d'océan           | 0.64661       | -0.03752      | -0.40786      |
| Perdrix et lagopède      | 0.55814       | 0.33998       | -0.28796      |
| Gésiers oie              | 0.51235       | 0.04224       | -0.23508      |
| Baies sauvages           | 0.65726       | -0.16707      | -0.14972      |
| Confiture baies sauvages | 0.73021       | -0.13983      | -0.23475      |
| Graisse ours             | 0.42892       | 0.41448       | -0.37079      |
| Graisse oie              | 0.42226       | 0.20172       | -0.24665      |

## 4.6-Comparaison de l'imputation multiple et la substitution par LD/2

Pour illustrer la comparaison entre l'imputation multiple et la substitution par LD/2, des modèles de régression multivariée mettant en relation les concentrations des organochlorés et les aliments traditionnels ont été réalisés. Comme nous avons mentionné précédemment, la substitution par LD/2 et l'imputation multiple ont été utilisées pour remplacer les valeurs inférieures à la limite de détection. Les variables dépendantes sont les concentrations des organochlorés transformées et les variables indépendantes sont les fréquences de la consommation quotidienne des aliments traditionnels. La normalité des résidus a été vérifiée après régression comme le montre [l'annexe 4](#). La table 9 montre les coefficients de régressions, les erreurs standards ainsi que les p-valeurs des variables sectionnées dans les modèles. Ces modèles présentent un  $R^2$  ajusté variant entre 0.72 et 0.83. En plus de l'âge, les concentrations de la majorité des organochlorés sont associées significativement surtout à la consommation de la truite mouchetée. Elles sont également à la consommation de la truite grise, brochet, viande cuite d'orignal, viande de cuite de caribou, viande de castor et les gésiers d'oies comme l'illustre la table 9. Pour l'imputation multiple, la confiture de baies sauvages est associée négativement aux concentrations du congénère 156.

La comparaison des coefficients et des erreurs standards des modèles expliquant les concentrations du congénère-138, congénère 153, congénère 170, congénère 180, congénère 187, *pp\_dde*, *hexa\_chlor* et du *trans\_nonachl* montre, qu'il y a pas de différence selon qu'on utilise la substitution par LD/2 ou l'imputation multiple. Une différence est constatée entre les deux méthodes pour les concentrations des congénères 99, 156 et 183. Ces derniers présentent une proportion de valeurs non détectées de 37.6 %, 36 % et 39.9 %. Pour l'imputation multiple, la variable est significativement associée aux congénères 99 et 118. Les concentrations plasmatiques de ces deux congénères sont élevées chez les hommes que chez les femmes. Ce résultat confirme les résultats obtenus dans la comparaison des concentrations des organochlorés en fonction du sexe.



La table 10 illustre les résultats obtenus des modèles de régressions multivariées en utilisant l'imputation multiple avec le nombre d'imputations égal à 10 et à 15. Les coefficients et les erreurs standards sont similaires à ceux obtenus précédemment en utilisant seulement 5 imputations.

**Table 9 : Régression multivariée des concentrations des organochlorés (LD/2, Imputation Multiple)**

| OCs                        | Variables        | LD/2             |              |                          | Imputation Multiple |              |                          |
|----------------------------|------------------|------------------|--------------|--------------------------|---------------------|--------------|--------------------------|
|                            |                  | Estimés (ES)     | P-<br>valeur | R <sup>2</sup><br>ajusté | Estimés (ES)        | P-<br>valeur | R <sup>2</sup><br>ajusté |
| <b>BPC -99</b><br>(37.6 %) | Age              | 0.0603 (0.0034)  | <.0001       | <b>0.73</b>              | 0.0700 (0.0038)     | <.0001       | <b>0.74</b>              |
|                            | IMC              | 0.0028 (0.0076)  | 0.7184       |                          | 0.0043 (0.0087)     | 0.6315       |                          |
|                            | Sexe             | 0.1561 (0.11)    | 0.0941       |                          | 0.2353 (0.1315)     | 0.0452       |                          |
|                            | Gésiers d'oies   | 3.0225 (1.15)    | 0.0073       |                          | 3.1550 (1.3204)     | 0.0089       |                          |
|                            | Viande castor    | 1.6130 (0.94)    | 0.0766       |                          | 1.7054 (1.0725)     | 0.0862       |                          |
| <b>PBC-118</b><br>(26 %)   | Age              | 0.0827 (0.0035)  | <.0001       | <b>0.78</b>              | 0.0829 (0.0037)     | <.0001       | <b>0.79</b>              |
|                            | IMC              | 0.0037 (0.0080)  | 0.692        |                          | 0.0045 (0.0084)     | 0.5550       |                          |
|                            | Sexe             | 0.2223 (0.1140)  | 0.067        |                          | 0.2385 (0.1214)     | 0.0423       |                          |
|                            | Viande castor    | 2.1039 (0.9737)  | 0.029        |                          | 2.1007 (1.0054)     | 0.0350       |                          |
|                            | Truite mouchetée | 1.9322 (0.6890)  | 0.005        |                          | 1.9262 (0.7118)     | 0.0060       |                          |
| <b>PBC-138</b><br>(12.7 %) | Age              | 0.0903 (0.0037)  | <.0001       | <b>0.77</b>              | 0.0898 (0.0036)     | <.0001       | <b>0.77</b>              |
|                            | IMC              | -0.0028 (0.0085) | 0.748        |                          | -0.0026 (0.0084)    | 0.713        |                          |
|                            | Truite mouchetée | 1.905 (0.7440)   | 0.011        |                          | 1.9003 (0.7372)     | 0.010        |                          |
| <b>PBC-153</b><br>(2.6 %)  | Age              | 0.0953 (0.0039)  | <.0001       | <b>0.77</b>              | 0.0951 (0.0038)     | <.0001       | <b>0.78</b>              |
|                            | IMC              | -0.0079 (0.0091) | 0.385        |                          | -0.0083 (0.0090)    | 0.3520       |                          |
|                            | Truite mouchetée | 2.0932 (0.7918)  | 0.009        |                          | 2.0838 (0.7874)     | <.0001       |                          |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

|                            |                          | LD/2             |          |                       | Imputation Multiple |          |                       |
|----------------------------|--------------------------|------------------|----------|-----------------------|---------------------|----------|-----------------------|
| OCs                        | Variabes                 | Estimés (ES)     | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté | Estimés (ES)        | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté |
| <b>PBC-156</b><br>(36 %)   | Age                      | 0.0871 (0.0033)  | <.0001   | <b>0.81</b>           | 0.0981 (0.0040)     | <.0001   | <b>0.80</b>           |
|                            | IMC                      | -0.0176 (0.0074) | 0.126    |                       | -0.0125 (0.0089)    | 0.1520   |                       |
|                            | Viande caribou cuite     | 1.3082 (0.6394)  | 0.019    |                       | 1.4323 (0.7643)     | 0.0536   |                       |
|                            | Truite grise             | 1.3512 (0.5578)  | 0.016    |                       | 1.5356 (0.6647)     | 0.0220   |                       |
|                            | Confiture baies sauvages | -2.5763 (0.8501) | 0.065    |                       | -2.0591 (1.0137)    | 0.0413   |                       |
| <b>PBC-170</b><br>(27.2 %) | Age                      | 0.0946 (0.0036)  | <.0001   | <b>0.79</b>           | 0.0982 (0.0038)     | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                            | IMC                      | -0.0123 (0.0084) | 0.08     |                       | -0.0112 (0.0089)    | 0.2067   |                       |
|                            | Sexe                     | -0.2123 (0.1200) | 0.078    |                       | -0.2321 (0.1281)    | 0.0557   |                       |
|                            | Truite mouchetée         | 2.1706 (0.7207)  | 0.0039   |                       | 2.1791 (0.7643)     | 0.0043   |                       |
| <b>PBC-180</b><br>(11.4 %) | Age                      | 0.1052 (0.0042)  | <.0001   | <b>0.78</b>           | 0.1037 (0.0041)     | <.0001   | <b>0.80</b>           |
|                            | IMC                      | -0.0130 (0.0098) | 0.2765   |                       | -0.0116 (0.0095)    | 0.226    |                       |
|                            | Sexe                     | -0.2779 (0.1400) | 0.0485   |                       | -0.2637 (0.1359)    | 0.0525   |                       |
|                            | Truite mouchetée         | 3.2944 (0.9343)  | 0.0149   |                       | 3.3030 (0.9057)     | 0.0109   |                       |
|                            | Baies sauvages           | -0.2981 (0.8516) | 0.7801   |                       | -0.2806 (0.8256)    | 0.7336   |                       |
| <b>PBC-183</b><br>(39.9 %) | Age                      | 0.0765 (0.0030)  | <.0001   | <b>0.78</b>           | 0.0871 (0.0038)     | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                            | IMC                      | -0.0095 (0.0069) | 0.1716   |                       | -0.0055 (0.0083)    | 0.506    |                       |
|                            | Truite mouchetée         | 1.4544 (0.6206)  | 0.02     |                       | 1.7724 (0.7493)     | 0.0158   |                       |
|                            | Gésiers d'oies           | 2.8361 (1.1307)  | 0.0129   |                       | 3.1460 (1.3657)     | 0.0205   |                       |
|                            | Graisse d'oies           | -1.4984 (0.9004) | 0.0976   |                       | -1.9636 (1.0901)    | 0.0694   |                       |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

|                                |                      | LD/2             |              |                          | Imputation Multiple |              |                          |
|--------------------------------|----------------------|------------------|--------------|--------------------------|---------------------|--------------|--------------------------|
| OCs                            | Variabiles           | Estimés (ES)     | P-<br>valeur | R <sup>2</sup><br>ajusté | Estimés (ES)        | P-<br>valeur | R <sup>2</sup><br>ajusté |
| <b>BPC -187</b><br>(22.8 %)    | Age                  | 0.0964 (0.0037)  | <.0001       | <b>0.77</b>              | 0.0982 (0.0038)     | <.0001       | <b>0.78</b>              |
|                                | IMC                  | -0.0073 (0.0088) | 0.2173       |                          | -0.0068 (0.0090)    | 0.434        |                          |
|                                | Sexe                 | -0.2196 (0.1264) | 0.1352       |                          | -0.2245 (0.1297)    | 0.0836       |                          |
|                                | Truite mouchetée     | 2.0351 (0.7594)  | 0.0103       |                          | 2.0498 (0.7764)     | 0.0084       |                          |
| <b>pp_DDE</b><br>(0.44 %)      | Age                  | 0.0767 (0.0029)  | <.0001       | <b>0.78</b>              | 0.0768 (0.0029)     | <.0001       | <b>0.79</b>              |
|                                | IMC                  | -0.0009 (0.0069) | 0.9021       |                          | -0.0009 (0.0068)    | 0.8903       |                          |
|                                | Truite mouchetée     | 1.2320 (0.6055)  | 0.0434       |                          | 1.2292 (0.6022)     | 0.0418       |                          |
| <b>Hexa_chl</b><br>(5.7 %)     | Age                  | 0.0448 (0.0018)  | <.0001       | <b>0.78</b>              | 0.0449 (0.0018)     | <.0001       | <b>0.81</b>              |
|                                | IMC                  | -0.0092 (0.0042) | 0.057        |                          | -0.0093 (0.0041)    | 0.051        |                          |
|                                | Viande caribou cuite | 1.2561 (0.3195)  | 0.0001       |                          | 1.2398 (0.3162)     | <.0001       |                          |
|                                | Brochet              | 2.6857 (1.1193)  | 0.0173       |                          | 2.6960 (1.1066)     | 0.015        |                          |
|                                | Oies                 | 0.6950 (0.3963)  | 0.081        |                          | 0.6616 (0.3924)     | 0.092        |                          |
| <b>Trans_nonachl</b><br>(32 %) | Age                  | 0.0770 (0.0029)  | <.0001       | <b>0.83</b>              | 0.0820 (0.0034)     | <.0001       | <b>0.82</b>              |
|                                | IMC                  | -0.0047 (0.0063) | 0.219        |                          | -0.0049 (0.0074)    | 0.5168       |                          |
|                                | Viande orignal cuite | 0.7885 (0.3298)  | 0.007        |                          | 0.8221 (0.3716)     | 0.0258       |                          |
|                                | Brochet              | 1.3664 (0.8884)  | 0.0685       |                          | 1.4060 (0.9933)     | 0.1531       |                          |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

**Table 10 : Régressions multivariées des concentrations des organochlorés (nombre d'imputation = 10 et 15)**

| OCs                        | Variables        | Nombre d'imputation=10 |          |                       | Nombre d'imputation=15 |          |                       |
|----------------------------|------------------|------------------------|----------|-----------------------|------------------------|----------|-----------------------|
|                            |                  | Estimés (ES)           | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté | Estimés (ES)           | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté |
| <b>BPC-99</b><br>(37.6 %)  | Age              | 0.0700 (0.0040)        | <.0001   | <b>0.74</b>           | 0.0695 (0.0039)        | <.0001   | <b>0.73</b>           |
|                            | IMC              | 0.0043 (0.0086)        | 0.593    |                       | 0.0045 (0.0086)        | 0.6121   |                       |
|                            | Sexe             | 0.2421 (0.1278)        | 0.035    |                       | 0.2387 (0.1282)        | 0.039    |                       |
|                            | Gésiers d'oies   | 3.1670 (1.3142)        | 0.0093   |                       | 3.1593 (1.3278)        | 0.0085   |                       |
|                            | Viande castor    | 1.6860 (1.0821)        | 0.091    |                       | 1.7031 (1.1023)        | 0.093    |                       |
| <b>BPC-118</b><br>(26 %)   | Age              | 0.0835 (0.0037)        | <.0001   | <b>0.79</b>           | 0.0836 (0.0038)        | <.0001   | <b>0.80</b>           |
|                            | IMC              | 0.0046 (0.0083)        | 0.5971   |                       | 0.0048 (0.0084)        | 0.006    |                       |
|                            | Sexe             | 0.2382 (0.1187)        | 0.0448   |                       | 0.2373 (0.1216)        | 0.035    |                       |
|                            | Viande castor    | 2.1118 (0.9960)        | 0.034    |                       | 2.0935 (1.0010)        | 0.428    |                       |
|                            | Truite mouchetée | 1.9188 (0.7047)        | 0.0065   |                       | 1.9088 (0.7082)        | 0.555    |                       |
| <b>BPC-138</b><br>(12.7 %) | Age              | 0.0897 (0.0036)        | <.0001   | <b>0.77</b>           | 0.0898 (0.0036)        | <.0001   | <b>0.77</b>           |
|                            | IMC              | -0.0025 (0.0085)       | 0.7693   |                       | -0.0026 (0.0085)       | 0.7639   |                       |
|                            | Truite mouchetée | 1.9132 (0.7383)        | 0.0098   |                       | 1.9149 (0.7392)        | 0.0102   |                       |
| <b>BPC-153</b><br>(2.6 %)  | Age              | 0.0951 (0.0038)        | <.0001   | <b>0.77</b>           | 0.0951 (0.0039)        | <.0001   | <b>0.77</b>           |
|                            | IMC              | -0.0083 (0.0090)       | 0.3531   |                       | -0.0084 (0.0091)       | 0.3529   |                       |
|                            | Truite mouchetée | 2.0874 (0.7874)        | <.0001   |                       | 2.0844 (0.7874)        | <.0001   |                       |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

| OCs                        | Variables            | Nombre d'imputation=10 |          |                       | Nombre d'imputation=15 |          |                       |
|----------------------------|----------------------|------------------------|----------|-----------------------|------------------------|----------|-----------------------|
|                            |                      | Estimés (ES)           | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté | Estimés (ES)           | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté |
| <b>BPC-156</b><br>(36 %)   | Age                  | 0.0983 (0.0040)        | <.0001   | <b>0.80</b>           | 0.0984 (0.0040)        | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                            | IMC                  | -0.0119 (0.0088)       | 0.1795   |                       | -0.0123 (0.0089)       | 0.1674   |                       |
|                            | Viande caribou cuite | 1.4403 (0.7599)        | 0.0581   |                       | 1.4329 (0.7643)        | 0.0608   |                       |
|                            | Truite grise         | 1.5237 (0.6644)        | 0.0218   |                       | 1.5384 (0.6647)        | 0.0206   |                       |
|                            | C baies sauvages     | -2.0407 (1.0122)       | 0.0438   |                       | -2.0512 (1.0133)       | 0.0430   |                       |
| <b>BPC-170</b><br>(27.2 %) | Age                  | 0.0981 (0.0038)        | <.0001   | <b>0.79</b>           | 0.0982 (0.0037)        | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                            | IMC                  | 0.0110 (0.0089)        | 0.2174   |                       | -0.0111 (0.0089)       | 0.2147   |                       |
|                            | Sexe                 | -0.2395 (0.1284)       | 0.0622   |                       | -0.2387 (0.1281)       | 0.0625   |                       |
|                            | Truite mouchetée     | 2.1923 (0.7643)        | 0.0041   |                       | 2.1907 (0.7644)        | 0.0042   |                       |
| <b>BPC-180</b><br>(11.4 %) | Age                  | 0.1037 (0.0041)        | <.0001   | <b>0.78</b>           | 0.1037 (0.0041)        | <.0001   | <b>0.78</b>           |
|                            | IMC                  | -0.0114 (0.0095)       | 0.2337   |                       | -0.0112 (0.0096)       | 2399     |                       |
|                            | Sexe                 | -0.2636 (0.1359)       | 0.0525   |                       | -0.2635 (0.1360)       | 0.0526   |                       |
|                            | Truite mouchetée     | 3.3058 (0.9053)        | 0.0109   |                       | 3.3037 (0.9058)        | 0.011    |                       |
|                            | Baies sauvages       | -0.2823 (0.8253)       | 0.7323   |                       | -0.224 (0.8256)        | 0.7325   |                       |
| <b>BPC-183</b><br>(39.9 %) | Age                  | 0.0876 (0.0037)        | <.0001   | <b>0.78</b>           | 0.0877 (0.0038)        | <.0001   | <b>0.77</b>           |
|                            | IMC                  | -0.0056 (0.0083)       | 0.4976   |                       | -0.0058 (0.0084)       | 0.4875   |                       |
|                            | Truite mouchetée     | 1.7908 (0.7489)        | 0.0187   |                       | 1.7728 (0.7493)        | 0.019    |                       |
|                            | Gésiers d'oies       | 3.1452 (1.3630)        | 0.021    |                       | 3.1390 (1.3660)        | 0.0216   |                       |
|                            | Graisse d'oies       | -1.9295 (1.0843)       | 0.0752   |                       | -1.9522 (1.090)        | 0.0733   |                       |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

| OCs                            | Variables            | Nombre d'imputation=10 |          |                       | Nombre d'imputation=15 |          |                       |
|--------------------------------|----------------------|------------------------|----------|-----------------------|------------------------|----------|-----------------------|
|                                |                      | Estimés (ES)           | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté | Estimés (ES)           | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté |
| <b>BPC-187</b><br>(22.8 %)     | Age                  | 0.0982 (0.0038)        | <.0001   | <b>0.77</b>           | 0.0981 (0.0039)        | <.0001   | <b>0.78</b>           |
|                                | IMC                  | -0.0085 (0.0090)       | 0.4543   |                       | 0.0087 (0.0091)        | 0.4586   |                       |
|                                | Sexe                 | -0.2248 (0.1298)       | 0.0834   |                       | -0.2265 (0.1297)       | 0.0807   |                       |
|                                | Truite mouchetée     | 2.0502 (0.7772)        | 0.0083   |                       | 2.0540 (0.7764)        | 0.0082   |                       |
| <b>pp_DDE</b><br>(0.44 %)      | Age                  | 0.0767 (0.0029)        | <.0001   | <b>0.79</b>           | 0.0767 (0.0030)        | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                                | IMC                  | -0.0010 (0.0069)       | 0.0417   |                       | -0.0098 (0.0069)       | 0.0417   |                       |
|                                | Truite mouchetée     | 1.2256 (0.6018)        | 0.8889   |                       | 1.2248 (0.6011)        | 0.8889   |                       |
| <b>Hexa_chl</b><br>(5.7 %)     | Age                  | 0.0450 (0.0018)        | <.0001   | <b>0.78</b>           | 0.0449 (0.0018)        | <.0001   | <b>0.78</b>           |
|                                | IMC                  | -0.0093 (0.0041)       | 0.058    |                       | -0.0094 (0.0041)       | 0.055    |                       |
|                                | Viande caribou cuite | 1.2374 (0.3165)        | 0.0001   |                       | 1.2372 (0.3162)        | <.0001   |                       |
|                                | Brochet              | 2.7013 (1.1073)        | 0.0147   |                       | 2.6990 (1.1066)        | 0.0147   |                       |
|                                | Oies                 | 0.6573 (0.3926)        | 0.0941   |                       | 0.6636 (0.3924)        | 0.0909   |                       |
| <b>Trans_nonachl</b><br>(32 %) | Age                  | 0.0820 (0.0033)        | <.0001   | <b>0.83</b>           | 0.0824 (0.0034)        | <.0001   | <b>0.82</b>           |
|                                | IMC                  | -0.0050 (0.0074)       | 0.5135   |                       | -0.0052 (0.0074)       | 0.4695   |                       |
|                                | Viande orignal cuite | 0.8221 (0.3696)        | 0.0262   |                       | 0.8139 (0.3716)        | 0.0285   |                       |
|                                | Brochet              | 1.4063 (0.9850)        | 0.1535   |                       | 1.4017 (0.9930)        | 0.1581   |                       |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

## **4.7-Comparaison de l'analyse en composantes principales et la prise des aliments séparément**

Des modèles de régression multivariée mettant en relation les concentrations des organochlorés et les aliments traditionnels ont été réalisés. Les variables dépendantes sont donc les concentrations des organochlorés transformées. Les variables indépendantes sont les aliments traditionnels pris séparément d'une part et les composantes retenues dans l'analyse en composantes principales de l'autre part. L'imputation multiple a été utilisée pour remplacer les valeurs non détectées. La table 10 résume les coefficients, les erreurs standards et les p-valeurs des aliments et des composantes compris dans les modèles. Les modèles présentent un  $R^2$  ajusté variant entre 0.72 et 0.83 et comme attendu l'âge est significativement associé aux concentrations des organochlorés.

Les résultats obtenus montrent qu'en prenant les aliments traditionnels séparément, seul un petit nombre d'aliments traditionnels semble être significativement associée aux niveaux plasmatiques des organochlorés dont la truite grise, brochet, viande cuite d'orignal, viande de cuite de caribou, viande de castor et le gésier de canards et autres oiseaux. Par contre, en utilisant l'analyse en composantes principales, la majorité des concentrations des organochlorés sont associées positivement par la première composante, laquelle regroupe la majorité des aliments traditionnels qui représente la nourriture traditionnelle de la communauté crie de Mistissini. La variable sexe est significativement associée aux concentrations des congénères 99 et 118.



**Table 11 : Régressions multivariées des concentrations des organochlorés (ACP et aliments traditionnels pris séparément)**

| Composantes principales    |           |                  |          |                       | Aliments pris séparément |                  |          |                       |
|----------------------------|-----------|------------------|----------|-----------------------|--------------------------|------------------|----------|-----------------------|
| OCs                        | Variables | Estimés (ES)     | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté | Variables                | Estimés(ES)      | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté |
| <b>BPC-99</b><br>(37.6 %)  | Age       | 0.0688 (0.0038)  | <.0001   | <b>0.73</b>           | Age                      | 0.0700 (0.0038)  | <.0001   | <b>0.74</b>           |
|                            | IMC       | 0.0064 (0.0088)  | 0.4685   |                       | IMC                      | 0.0039 (0.0087)  | 0.6315   |                       |
|                            | Sexe      | 0.2406 (0.1290)  | 0.0626   |                       | Sexe                     | 0.2353 (0.1315)  | 0.0452   |                       |
|                            | Comp-1    | 0.1244 (0.0633)  | 0.0085   |                       | Gésiers d'oies           | 3.1550 (1.3204)  | 0.0089   |                       |
|                            |           |                  |          |                       | Viande castor            | 1.7054 (1.0725)  | 0.0862   |                       |
| <b>BPC-18</b><br>(26 %)    | Age       | 0.0815 (0.0039)  | <.0001   | <b>0.78</b>           | Age                      | 0.0829 (0.0037)  | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                            | IMC       | 0.0068 (0.0085)  | 0.415    |                       | IMC                      | 0.0041 (0.0084)  | 0.5550   |                       |
|                            | Sexe      | 0.2275 (0.1217)  | 0.053    |                       | Sexe                     | 0.2385 (0.1214)  | 0.0423   |                       |
|                            | Comp-1    | 0.2001 (0.0654)  | 0.002    |                       | Viande castor            | 2.1007 (1.0054)  | 0.0350   |                       |
|                            |           |                  |          |                       | Truite mouchetée         | 1.9262 (0.7118)  | 0.0060   |                       |
| <b>BPC-138</b><br>(12.7 %) | Age       | 0.0872 (0.0036)  | <.0001   | <b>0.78</b>           | Age                      | 0.0898 (0.0036)  | <.0001   | <b>0.77</b>           |
|                            | IMC       | -0.0016 (0.0085) | 0.843    |                       | IMC                      | -0.0026 (0.0084) | 0.713    |                       |
|                            | Comp-1    | 0.1332 (0.0611)  | 0.0165   |                       | Truite mouchetée         | 1.9003 (0.7372)  | 0.010    |                       |
| <b>BPC-153</b><br>(2.6 %)  | Age       | 0.0936 (0.0043)  | <.0001   | <b>0.77</b>           | Age                      | 0.0951 (0.0038)  | <.0001   | <b>0.78</b>           |
|                            | IMC       | -0.0081 (0.0734) | 0.3772   |                       | IMC                      | -0.0083 (0.0090) | 0.3520   |                       |
|                            | Comp-1    | 0.1192 (0.0734)  | <.0001   |                       | Truite mouchetée         | 2.0838 (0.7874)  | <.0001   |                       |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

| Composantes principales    |           |                  |          |                       | Aliments pris séparément |                  |          |                       |
|----------------------------|-----------|------------------|----------|-----------------------|--------------------------|------------------|----------|-----------------------|
| OCs                        | Variables | Estimés (ES)     | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté | Variables                | Estimés (ES)     | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté |
| <b>BPC-156</b><br>(36 %)   | Age       | 0.0980 (0.0039)  | <.001    | <b>0.79</b>           | Age                      | 0.0981 (0.0040)  | <.0001   | <b>0.80</b>           |
|                            | IMC       | -0.0083 (0.0091) | 0.192    |                       | IMC                      | -0.0125 (0.0089) | 0.1520   |                       |
|                            | Comp-1    | 0.1325 (0.0637)  | 0.037    |                       | Viande caribou cuite     | 1.4323 (0.7643)  | 0.0536   |                       |
|                            |           |                  |          |                       | Truite grise             | 1.5356 (0.6647)  | 0.0220   |                       |
|                            |           |                  |          |                       | Baies sauvages           | -2.0521 (1.0137) | 0.0413   |                       |
| <b>BPC-170</b><br>(27.2 %) | Age       | 0.0982 (0.0038)  | <.0001   | <b>0.78</b>           | Age                      | 0.0982 (0.0038)  | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                            | IMC       | -0.0097 (0.0091) | 0.2820   |                       | IMC                      | -0.0112 (0.0089) | 0.2067   |                       |
|                            | Sexe      | -0.2550 (0.1296) | 0.0583   |                       | Sexe                     | -0.2321 (0.1281) | 0.0557   |                       |
|                            | Comp-1    | 0.1412 (0.0636)  | 0.0265   |                       | Truite mouchetée         | 2.1791 (0.7643)  | 0.0043   |                       |
| <b>BPC-180</b><br>(11.4 %) | Age       | 0.1035 (0.0040)  | <.0001   | <b>0.79</b>           | Age                      | 0.1037 (0.0041)  | <.0001   | <b>0.80</b>           |
|                            | IMC       | -0.0097 (0.0095) | 0.3100   |                       | IMC                      | -0.0116 (0.0095) | 0.226    |                       |
|                            | Sexe      | -0.2776 (0.1366) | 0.5010   |                       | Sexe                     | -0.2637 (0.1359) | 0.0525   |                       |
|                            | Comp-1    | 0.1334 (0.0675)  | 0.0383   |                       | Truite mouchetée         | 3.3030 (0.9057)  | 0.0109   |                       |
|                            |           |                  |          |                       | Baies sauvages           | -0.2806 (0.8256) | 0.7336   |                       |
| <b>BPC-183</b><br>(39.9 %) | Age       | 0.0870 (0.0036)  | <.0001   | <b>0.77</b>           | Age                      | 0.0871 (0.0038)  | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                            | IMC       | -0.0027 (0.0085) | 0.7509   |                       | IMC                      | -0.0055 (0.0083) | 0.506    |                       |
|                            | Comp-1    | 0.1347 (0.060)   | 0.0246   |                       | Truite mouchetée         | 1.8024 (0.7493)  | 0.0158   |                       |
|                            |           |                  |          |                       | Gésiers d'oies           | 3.1460 (1.3657)  | 0.0205   |                       |
|                            |           |                  |          |                       | Graisse d'oies           | -1.9636 (1.0901) | 0.0694   |                       |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

| Composantes principales        |           |                  |          |                       | Aliments pris séparément |                  |          |                       |
|--------------------------------|-----------|------------------|----------|-----------------------|--------------------------|------------------|----------|-----------------------|
| OCs                            | Variables | Estimés (ES)     | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté | Variables                | Estimés (ES)     | P-valeur | R <sup>2</sup> ajusté |
| <b>BPC-187</b><br>(22.8 %)     | Age       | 0.0983 (0.0040)  | <.0001   | <b>0.78</b>           | Age                      | 0.0982 (0.0038)  | <.0001   | <b>0.78</b>           |
|                                | IMC       | -0.0055 (0.0091) | 0.543    |                       | IMC                      | -0.0086 (0.0090) | 0.434    |                       |
|                                | Sexe      | -0.2366 (0.1307) | 0.071    |                       | Sexe                     | -0.2245 (0.1297) | 0.0836   |                       |
|                                | Comp-1    | 0.1371 (0.0646)  | 0.034    |                       | Truite mouchetée         | 2.0498 (0.7764)  | 0.0084   |                       |
| <b>pp_DDE</b><br>(0.44 %)      | Age       | 0.0765 (0.0030)  | <.001    | <b>0.78</b>           | Age                      | 0.0768 (0.0029)  | <.0001   | <b>0.79</b>           |
|                                | IMC       | -0.0002 (0.0070) | 0.9776   |                       | IMC                      | -0.0009 (0.0068) | 0.8903   |                       |
|                                | Comp-1    | 0.1035 (0.0493)  | 0.0352   |                       | Truite mouchetée         | 1.2292 (0.6022)  | 0.0418   |                       |
| <b>Hexa_chl</b><br>(5.7 %)     | Age       | 0.0473 (0.0018)  | <.0001   | <b>0.79</b>           | Age                      | 0.0449 (0.0018)  | <.0001   | <b>0.81</b>           |
|                                | IMC       | -0.0071 (0.0042) | 0.1      |                       | IMC                      | -0.0093 (0.0041) | 0.051    |                       |
|                                | Comp-1    | 0.0881 (0.0304)  | 0.003    |                       | Viande caribou cuite     | 1.2398 (0.3162)  | <.0001   |                       |
|                                |           |                  |          |                       | Sturgeon                 | 2.6960 (1.1066)  | 0.015    |                       |
|                                |           |                  |          |                       | Oies                     | 0.6616 (0.3924)  | 0.092    |                       |
| <b>Trans_nonachl</b><br>(32 %) | Age       | 0.0844 (0.0033)  | <.0001   | <b>0.81</b>           | Age                      | 0.0820 (0.0034)  | <.0001   | <b>0.82</b>           |
|                                | IMC       | -0.0058 (0.0075) | 0.5880   |                       | IMC                      | -0.0049 (0.0074) | 0.5168   |                       |
|                                | Comp-1    | 0.1312 (0.0503)  | 0.0091   |                       | Viande orignal cuite     | 0.8221 (0.3716)  | 0.0258   |                       |
|                                |           |                  |          |                       | Brochet                  | 1.4060 (0.9930)  | 0.1531   |                       |

IMC: Indice de masse corporelle

(ES): Erreur standard

(%): Pourcentage de valeurs non détectées

## 4.8-Choix du meilleur modèle

Nous avons vu que jusqu'à un pourcentage de 33 % de valeurs non détectées, l'imputation multiple et la substitution par LD/2 donnent approximativement le même résultat concernant les aliments expliquant les concentrations des organochlorés et les coefficients de régressions (erreurs standards). Au-delà de ce pourcentage, la différence entre les deux méthodes est bien évidente. Il est difficile cependant de se prononcer sur l'efficacité de l'imputation multiple par rapport à la substitution simple par la moitié de la limite de détection. Toutefois, en se basant sur la distribution des données et en générant plusieurs valeurs au lieu d'une seule (tenir compte de l'incertitude), l'imputation multiple semble une méthode plus adéquate particulièrement pour des proportions importantes des valeurs non détectées.

Nous avons vu également qu'en prenant les aliments séparément, seule la consommation d'un petit nombre d'aliments traditionnels est associée aux concentrations des organochlorés. Par contre, en tenant compte de l'intercorrélation et la multicolinéarité entre les différents aliments, ces concentrations sont expliquées par la première composante laquelle regroupe les aliments les plus fréquemment consommés par la communauté de Mistissini. L'analyse en composantes principales a permis de réduire le grand nombre d'aliments en trois composantes sans pour autant perdre beaucoup d'information. En plus d'être complètement indépendantes, ce qui représente un grand avantage pour la régression linéaire, ces composantes regroupent les aliments les plus fréquemment consommés par les participants. L'utilisation de l'analyse en composante principale et l'imputation multiple semblent être deux méthodes plus avantageuses dans la mise en évidence de l'association entre les niveaux plasmatiques des organochlorés et les aliments traditionnels.

## CHAPITRE 5: DISCUSSION

### 5.1-Utilité et limites de l'analyse en composantes principales

Dans l'épidémiologie nutritionnelle, les analyses traditionnelles examinent souvent la relation entre les maladies ou une exposition, et un aliment ou quelques aliments sans tenir compte ni de la corrélation ni de l'interaction souvent complexe qui peut exister entre ces aliments (Kant, Schatzkin et al. 1991; Hu 2002; Tucker 2010). Le régime alimentaire est souvent constitué d'un grand nombre d'aliments et certains de ces aliments peuvent être significativement associés aux concentrations des organochlorés seulement si ces derniers sont pris en présence d'autres aliments avec lesquels ils sont corrélés. Dans une telle situation, isoler l'effet d'un seul aliment devient problématique pour les investigateurs (Jacobs and Steffen 2003; Moeller, Reedy et al. 2007). Depuis quelques années, la prise en compte de l'alimentation sous forme de profils de consommation s'est développée comme une approche alternative en épidémiologie nutritionnelle (Bazelmans, Dramaix et al. 2005). À cet effet, différentes techniques statistiques ont été proposées pour résumer l'information contenue dans le questionnaire des habitudes alimentaires (Food-Fréquency Questionnaire), parmi les plus populaires on peut mentionner l'analyse en composantes principales (Hu 2002; Slattery 2010). Lorsqu'on applique l'analyse en composantes principales sur la consommation alimentaire, le but est de résumer la majorité de l'information contenue dans les aliments intercorrélés en un petit nombre de composantes non corrélées et cela sans perdre trop d'information. Les composantes linéaires non corrélées peuvent ainsi être utilisées dans la régression linéaire afin de caractériser l'association entre les aliments consommés et les niveaux des contaminants environnementaux.

Cependant, même si l'analyse en composantes principales est basée sur des données observées, elle reste cependant partiellement influencée par les décisions des fois arbitraires des investigateurs. Ainsi, la détermination de la valeur critique des valeurs propres, l'évaluation visuelle du graphe des éboulis, la détermination de la valeur pour laquelle une variable pour être considérée comme importante dans la contribution d'une composante et le nombre de facteurs à retenir requièrent des décisions prises par l'investigateur, ces décisions peuvent varier d'un chercheur à autre (Martinez, Marshall et al. 1998; Jacques and Tucker 2001). Martinez (1998) a critiqué l'utilisation de l'analyse en composantes principales en épidémiologie nutritionnelle en pointant son manque de subjectivité dans la présélection des variables à inclure au départ, la détermination du nombre de facteurs à retenir, la prise de décision quant à l'importance des scores des facteurs pour être retenus (Martinez, Marshall et al. 1998). Selon ce dernier, souvent les composantes obtenues expliquent seulement une modeste proportion de la variance totale des aliments consommés, et qu'il n'existe pas de tests pour aider à la prise de décision seulement des guides et des critères. Néanmoins, en présence d'un grand nombre de variables intercorrélées et malgré toutes ses limitations, l'analyse en composantes principales reste une approche robuste, reproductible et avantageuse comparativement à l'approche traditionnelle considérant les aliments séparément (Hu, Rimm et al. 1999; Crozier, Inskip et al. 2008). Selon Tucker, cette approche est maintenant utilisée dans diverses populations avec une bonne reproductibilité (Tucker 2010).

Dans nos résultats, le critère de Kaiser suggère de retenir les composantes avec une valeur propre supérieure à 1 ce qui signifie qu'il faut retenir 8 composantes expliquant 74 % de la variance totale. Par contre, le diagramme de Cattell quant à lui, il indique qu'il faut garder seulement les trois premières composantes expliquant seulement environ 50 % de la variance totale. Au final, nous avons opté pour trois composantes (Togo, Heitmann et al. 2003) étant donné que l'utilisation du critère de Kaiser aboutirait à un nombre élevé de composantes difficile à interpréter sans oublier que la plus part de ces composantes sont constituées d'un nombre petit d'aliments traditionnels. La première fonction de l'analyse en composantes principales est la réduction des données lorsqu'on est pris avec un nombre très élevé de variables à considérer simultanément et la multicollinéarité. La nourriture

traditionnelle de la communauté crie de Mistissini est constituée d'un grand nombre d'aliments issus de la chasse et de la pêche, des aliments tels les poissons, viande de caribou et d'orignal, canards et des oies. Ces derniers souvent consommés en combinaisons. L'analyse en composantes principales nous a permis de réduire l'ensemble d'aliments traditionnels en 3 composantes dont la première appelée « nourriture traditionnelle » qui regroupe la majorité des aliments fréquemment consommés par la communauté de Mistissini. La modélisation des concentrations des organochlorés en utilisant les composantes principales montre une association positive entre ces concentrations et la première composante. Alors qu'en considérant les aliments séparément, seul un petit nombre des aliments traditionnels semble être associé positivement aux concentrations des organochlorés. Malgré son manque de subjectivité par rapport aux critères utilisés dans la prise des décisions et la difficulté à toujours trouver une interprétation aux composantes, l'analyse en composantes principales peut s'avérer une approche plus adéquate que la prise des aliments en grand nombre séparément pour mettre en évidence l'association entre les concentrations des organochlorés et les aliments traditionnels de manière plus complète et par conséquent aider grandement dans la compréhension de l'impact de l'exposition aux contaminants sur la santé et contribuer à la prise de décisions par rapport aux risques liés à la nourriture traditionnelle. Cette dernière constitue un enjeu crucial pour la communauté crie de Mistissini.

## **5.2-Choix de la méthode d'imputation**

Depuis des années, les modèles statistiques sont utilisés pour évaluer l'exposition des populations aux organochlorés et aux autres substances chimiques. Dans ces modèles, la variable dépendante est souvent la quantité ou la concentration d'une substance mesurée dans un échantillon biologique comme le sang et l'urine (Hines and Deddens 2001; Lavoue, Beaudry et al. 2005; Jin, Hein et al. 2011). Malgré les progrès et les avancées techniques réalisés dans les domaines de l'échantillonnage et les protocoles de traitement des échantillons, les données issues de ces mesures présentent souvent un certain pourcentage de valeurs inférieures à la limite de détection et manquantes, communément appelées les valeurs non détectées. Les valeurs non détectées est un problème pour lequel il n'existe pas vraiment de solution ou de méthode unique. Les méthodes utilisées pour

manipuler ces valeurs peuvent être regroupées en trois catégories: la suppression, l'estimation directe et enfin l'imputation. Si le choix de la méthode d'imputation est d'une importance cruciale, la qualité des imputations est fonction de différents paramètres, dont la proportion des valeurs non détectées et la distribution des valeurs observées. Cependant, quelle que soit la méthode utilisée il restera toujours un biais étant donné qu'on tente de les remplacer par d'autres valeurs prédictives.

Un des grands désavantages des méthodes d'imputations traditionnelles, dont la substitution simple, est que ces méthodes ignorent l'incertitude sur la prédiction de la valeur manquante inconnue puisque les valeurs non détectées sont remplacées par une seule valeur (exemple:  $LD/2$ ,  $\sqrt{LD/2}$ ). Ceci peut conduire à des biais importants, par exemple une sous-estimation systématique de la variance de la variable « imputée » particulièrement si la fréquence des observations inférieures à la limite de détection est importante (Skaare, Bernhoft et al. 2000; Hewett and Ganser 2007; Jin, Hein et al. 2011). L'imputation multiple, une nouvelle approche de plus en plus utilisée, peut remédier à cette lacune tout en préservant les avantages de l'imputation simple. C'est une méthode qui est basée sur la distribution des données observées et qui permet de prendre en considération cette incertitude de prédiction des valeurs manquantes puisqu'elle permet de créer des bases de données complètes sur lesquelles nous pouvons ensuite appliquer les procédures statistiques habituelles. C'est une méthode simple, rapide, elle utilise toutes les données observées et ne diminue pas artificiellement la variance des données (Lynn 2001; Patrician 2002; Donders, van der Heijden et al. 2006). En effet, Rubin (1987) a démontré que seulement 3 à 5 imputations sont suffisantes pour obtenir d'excellents résultats (Little and Rubin 1987). Un des problèmes principaux de l'imputation multiple pendant des années était l'absence du logiciel simple pour réaliser le traitement des données. De nos jours, des logiciels comme SAS sont disponibles pour effectuer les calculs ce qui rend l'utilisation de cette technique plus facile et simple.

Comme toute technique ou méthode statistique, l'utilisation de l'imputation multiple nécessite la satisfaction la condition de la normalité des données et celle d'avoir des données de type. MAR. En pratique, il est toutefois difficile de satisfaire toutes les



conditions nécessaires à l'utilisation de l'imputation multiple et les données ne suivent pas toujours une distribution log-normale. Cependant, Schafer (1997) dans son livre a démontré que l'imputation multiple reste robuste même lorsque la normalité et le mécanisme des données manquantes ne sont pas respectés pour des pourcentages modérés des valeurs inférieures à la limite de détection (Schafer J.L, 1997). Selon Schafer et Olsen (1998), dans la majorité des études avec des valeurs non détectées, les méthodes supposant un mécanisme MAR ont tendance à mieux fonctionner (Schafer and Olsen 1998). Les méthodes basées sur la distribution des observations telle l'imputation multiple présentent une alternative pour les analyses des données avec des valeurs non détectées (Baccarelli, Pfeiffer et al. 2005). En se basant sur des études de simulations Uh, Hartgers et al. Ont conclu que l'imputation multiple fonctionnerait de manière consistante et cela même pour des proportions des valeurs non détectées dépassant 30 % (Uh, Hartgers et al. 2008). Dans le but d'estimer la moyenne et l'écart-type des données chimiques avec 10 à 40 % de valeurs non détectées, en conclusion Jain et son équipe recommandent l'utilisation de l'imputation multiple pour remplacer les valeurs inférieures à la limite de détection pour des pourcentages allant jusqu'à 40 % de valeurs non détectées (Jain, Caudill et al. 2008).

Dans la présente étude, concentrations des organochlorés présentaient une distribution log-normale et des proportions de valeurs non détectées variant de 0.9 % à 40 %. Les deux méthodes d'imputation, la substitution par LD/2 et l'imputation multiple, ont montré une augmentation des concentrations des organochlorés en fonction de l'âge. Dans la modélisation des concentrations des organochlorés en fonction des aliments traditionnels, les deux méthodes semblent donner les mêmes résultats tant au niveau des estimés (erreurs standards) qu'au niveau des aliments significativement associés à ces concentrations. C'est le cas des congénères 118, 138, 153, 156, 170, 187 et des pesticides pp\_dde, hexa\_chlor et trans\_nonachl. Cependant, une différence est constatée entre les deux méthodes lorsque la proportion des valeurs non détectées est supérieure à 33 %. C'est le cas des congénères 99 156 et 183 avec des pourcentages de valeurs non détectées respectives de 37.6 %, 36 % et 40 %. Dans la comparaison des niveaux des organochlorés en fonction de sexe, l'utilisation de l'imputation multiple montre qu'il y a une différence entre les hommes et les femmes pour les congénères 99 et 118. Cette différence a été confirmée aussi dans la modélisation des

concentrations de ces deux congénères. Par contre, la comparaison des concentrations des organochlorés en utilisant la substitution par LD/2 ne montre aucune différence entre les hommes et les femmes.

Comme cela a été mentionné précédemment, en plus de la normalité des données, l'utilisation de l'imputation suppose que les valeurs manquantes sont aléatoires ou de type MAR. Après une transformation log-normale, nos données semblent satisfaire la condition de la normalité, toutefois ces données sont de type NMAR, ce qui présente une limitation majeure dans la comparaison des deux méthodes d'imputation. Les résultats montrent que, même si nos données suivent un mécanisme NMAR, l'imputation multiple mène aux mêmes résultats que LD/2 et cela jusqu'à un pourcentage de 33 % de valeurs non détectées. Au-delà de ce pourcentage, nous avons constaté une différence entre l'imputation multiple et la substitution simple par LD/2. Toutefois, dans la mesure où les vraies valeurs ne sont pas connues et que nos données sont de type de NMAR, il nous est difficile de démontrer si l'imputation multiple est une meilleure méthode que la substitution par LD/2. Il est cependant clair qu'à des proportions dépassant 33 % de valeurs non détectées, le choix de la méthode pour remplacer ces valeurs est d'une importance décisive, un choix qui peut avoir un impact sur les résultats et les conclusions finaux.

La présence des valeurs non détectées est un problème commun dans la recherche environnementale et biomédicale lorsque des analyses de laboratoire des substances d'intérêt sont limitées par une limite de détection. En outre, les chercheurs ont souvent besoin des valeurs explicites pour les mesures inférieures à la limite de détection, pour tester des hypothèses scientifiques. Dans cette étude, l'objectif était de comparer la substitution simple par LD/2 et l'imputation multiple dans l'évaluation de l'association entre la nourriture traditionnelle et l'exposition de la population de Mistissini aux organochlorés. Il est évident que sans méthode statistique valide pour remplacer les valeurs non détectées, les résultats obtenus peuvent conduire à des biais, une perte importante et au final des conclusions erronés. Ces conclusions peuvent avoir des conséquences non seulement sur la santé de la communauté de Mistissini en relation avec le risque d'exposition aux contaminants, mais aussi sur l'ensemble de leur mode de vie.

### **5.3-Exposition de la communauté crie de Mistissini aux organochlorés**

La nourriture traditionnelle fait partie intégrante de l'identité culturelle et de l'appartenance de la communauté crie de Mistissini. Elle comporte d'importants avantages au niveau social, spirituel et économique. La nourriture traditionnelle est supérieure à la nourriture commerciale sur plusieurs points. Premièrement, une alimentation à base de nourriture traditionnelle comporte un niveau élevé de protéines, est faible en hydrates de carbone et riche en certains minéraux essentiels et vitamines (Kinloch, Kuhnlein et al. 1992; Kuhnlein 1995). Ensuite, elle apporte une quantité moindre de lipides que la nourriture commerciale. Toutefois, malgré les avantages que présente la nourriture traditionnelle au niveau nutritionnel qu'au niveau social, il n'en demeure pas moins qu'elle est considérée comme la principale source d'exposition des communautés autochtones aux organochlorés (Kinloch, Kuhnlein et al. 1992; Kuhnlein 1995).

Plusieurs études ont été effectuées afin d'évaluer les effets de l'exposition à ces composés chimiques sur la santé des populations autochtones. Selon ces études, plusieurs espèces animales prédatrices (poissons et mammifères) qui constituent la nourriture traditionnelle, peuvent contenir des biphényles polychlorés et des pesticides. La présence des contaminants tels les BPCs à des concentrations élevées dans la nourriture traditionnelle a été bien documentée chez les communautés autochtones où l'exposition à ces composés est associée à la consommation de poisson, du gibier et de mammifères (INAC 2009) (Van Oostdam, Donaldson et al. 2005; Bonnier-Viger, Dewailly et al. 2007; Brown and Wania 2008). Dans la présente étude, les aliments consommés par la communauté de Mistissini sont principalement la viande de caribou et d'orignal, viande de petits mammifères, canards, les oies et les autres oiseaux sauvages. D'autre part, le doré, la truite mouchetée, la truite grise et le corégone sont les poissons plus fréquemment consommés. La première composante qui regroupe tous ces aliments est positivement associée aux concentrations des organochlorés. Comme attendu, l'association est très significative entre l'âge et les concentrations plasmatiques des organochlorés. Ceci s'explique tout d'abord par le fait que les individus âgés ont été exposés aux organochlorés pendant une longue période ce qui

amène à la bioaccumulation de ces composés. Ensuite, les individus âgés consommaient plus de nourriture traditionnelle que les jeunes aujourd'hui. Cependant, sachant que les participants âgés consommaient plus d'aliments traditionnels, le questionnaire de fréquence alimentaire administré aux participants ne reflète pas nécessairement la consommation de ces participants dans le passé et cela même si des 24 h-rappels répétitifs ont été effectués. La consommation des aliments traditionnels ne semble pas différente chez l'homme et chez les femmes à l'exception de la consommation des aliments issus des mammifères ou les hommes semblent en consommer plus que les femmes.

#### **5.4-Biais et limites de l'étude**

Dans toute étude épidémiologique, la qualité de l'information recueillie et le contrôle des biais sont deux aspects très importants. Bien qu'il soit difficile de contrôler le biais de confusion, nous avons tenté d'inclure dans les modèles prédictifs toutes les variables qui peuvent être considérées comme facteurs de confusions, nous pensons avoir minimisé l'effet du biais de confusion dans la comparaison des méthodes d'imputation. Dans la présente étude, la sélection des participants a été réalisée de manière à ce que l'échantillon représente la population générale. Il faut aussi mentionner que, les interviewers ont indiqué qu'il était difficile d'administrer le questionnaire et que les participants avaient de la difficulté à quantifier leurs activités. La méthode de laboratoire utilisée pour déterminer les concentrations sanguines est une méthode validée, couramment utilisée au laboratoire de toxicologie de l'Institut national de santé publique de Québec (INSPQ). Le Centre de toxicologie du Québec est le laboratoire de référence en toxicologie humaine au Québec et qui est accrédité par le Conseil standard du Canada.

## CONCLUSION

La nourriture traditionnelle, demeure une source potentielle de l'exposition de la communauté crie de Mistissini aux contaminants environnementaux et cela malgré les bénéfices nutritionnels et socioculturels de cette dernière. Des risques sur la santé de population peuvent être présents suite à cette exposition. Le principal objectif de cette étude consistait à comparer l'imputation multiple et l'analyse en composantes principales aux méthodes habituellement utilisées, à savoir la substitution par LD/2 et la considération des aliments séparément, dans le but de déterminer les aliments traditionnels potentiellement responsables de l'exposition de la communauté crie de Mistissini aux organochlorés. À la lumière des résultats de cette étude, nous pouvons conclure que, la substitution par LD/2 conduit aux mêmes résultats que l'imputation multiple lorsque le pourcentage des valeurs non détectées est inférieur ou avoisine 33 %. Au-delà ce pourcentage, les résultats obtenus diffèrent selon qu'on utilise l'imputation multiple ou la substitution par LD/2. Toutefois nos résultats ne nous permettent pas conclure si l'imputation multiple une meilleure méthode. En présence d'un nombre important d'aliments intercorrélés, l'analyse en composantes principales est une méthode plus adéquate et avantageuse comparativement à la prise des aliments séparément.



## BIBLIOGRAPHIE

Association of Reproductive Health Professionals and Physicians for Social Responsibility (ARHP et PSR). 2004. Fish consumption to promote good health and minimize contaminants. A Quick Reference Guide for Clinicals. <http://www.arph.org>. Dernier accès Décembre 2004.

Baccarelli, A., R. Pfeiffer, et al. (2005). "Handling of dioxin measurement data in the presence of non-detectable values: overview of available methods and their application in the Seveso chloracne study." Chemosphere **60**(7): 898-906.

Barr, D. B., D. Landsittel, et al. (2006). "A survey of laboratory and statistical issues related to farmworker exposure studies." Environ Health Perspect **114**(6): 961-968.

Bazelmans, C., M. Dramaix, et al. (2005). "[Application of a dietary pattern approach in the Belgium context]." Rev Epidemiol Sante Publique **53**(2): 182-191.

Boersma, E. R. and C. I. Lanting (2000). "Environmental exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs) and dioxins. Consequences for longterm neurological and cognitive development of the child lactation." Adv Exp Med Biol **478**: 271-287.

Bonnier-Viger, Y., M. Chateau-Degat, et al. (2011). "Nituuchischaayihititaa Aschii multi-community environment and health longitudinal study in Eeyou Istchee: Eastmain and Wemindji Technical Report: summary of 2007 activities, results and recommendations." Public Health Report Series 4 on the Health of the Population: 376.

Bonnier-Viger, Y., E. Dewailly, et al. (2007). "Nituuchischaayihititaa Aschii. Multi-community Environment- and Health longitudinal study in Iiyiyiu Aschii: Mistissini." Technical report: summary of activities, results and recommendations: 389.

Braune, B., D. Muir, et al. (1999). "Spatial and temporal trends of contaminants in Canadian Arctic freshwater and terrestrial ecosystems: a review." Sci Total Environ **230**(1-3): 145-207.

Braune, B. M. and B. J. Malone (2006). "Organochlorines and trace elements in upland game birds harvested in Canada." Sci Total Environ **363**(1-3): 60-69.

Brown, T. N. and F. Wania (2008). "Screening chemicals for the potential to be persistent organic pollutants: a case study of Arctic contaminants." Environ Sci Technol **42**(14): 5202-5209.

Chang, K. J., K. H. Hsieh, et al. (1982). "Immunologic evaluation of patients with polychlorinated biphenyl poisoning: determination of phagocyte Fc and complement receptors." Environ Res **28**(2): 329-334.

Chen, H., S. A. Quandt, et al. (2011). "A distribution-based multiple imputation method for handling bivariate pesticide data with values below the limit of detection." Environ Health Perspect **119**(3): 351-356.

Chen, Y. C., Y. L. Guo, et al. (1992). "Cognitive development of children prenatally exposed to polychlorinated biphenyls (Yu-Cheng children) and their siblings." J Formos Med Assoc **91**(7): 704-707.

Chen, Y. C., Y. L. Guo, et al. (1992). "Cognitive development of Yu-Cheng ("oil disease") children prenatally exposed to heat-degraded PCBs." JAMA **268**(22): 3213-3218.

Crozier, S. R., H. M. Inskip, et al. (2008). "Dietary patterns in pregnant women: a comparison of food-frequency questionnaires and 4 d prospective diaries." Br J Nutr **99**(4): 869-875.



Dallaire, F., E. Dewailly, et al. (2006). "Effect of prenatal exposure to polychlorinated biphenyls on incidence of acute respiratory infections in preschool Inuit children." Environ Health Perspect **114**(8): 1301-1305.

Dewailly, E., P. Ayotte, et al. (1993). "Inuit exposure to organochlorines through the aquatic food chain in arctic quebec." Environ Health Perspect **101**(7): 618-620.

Donders, A. R. T., G. J. M. G. van der Heijden, et al. (2006). "Review: A gentle introduction to imputation of missing values." J Clin Epidemiol **59**(10): 1087-1091.

Ecobichon, D.J. 2001 . Chapter 22 Toxic effects of pesticides. Dans: Casarett and Doull 's toxicology: the basis science of poisons, sous la dir. De Klaassen, C.D., J., Doull et L.J ., Casarett, 6e édition. McGraw-Hill, New York, 1236 p.

Gagnon, F., D., Avaré, P. , Ayotte, B., Gingras, J., Grondin, E., Harmsen et D., Pereg. 2003. Chapitre 30 Groupes à risques particuliers. Dans: Gérin, M., Gosselin, P., Cordier, S. , Viau, C., Quénel, P. et Dewailly, É. Environnement et Santé publique.Éditions TEC & DOC, Edisem, Canada, p. 779-820.

Gerstenberger, S. L. and J. A. Dellinger (2002). "PCBs, mercury, and organochlorine concentrations in lake trout, walleye, and whitefish from selected tribal fisheries in the Upper Great Lakes region." Environ Toxicol **17**(6): 513-519.

Hansen, J. C. and A. P. Gilman (2005). "Exposure of Arctic populations to methylmercury from consumption of marine food: an updated risk-benefit assessment." Int J Circumpolar Health **64**(2): 121-136.

Helsel, D. R. (2005). "More than obvious: better methods for interpreting nondetect data." Environ Sci Technol **39**(20): 419A-423A.

Helsel DR. 2005b. Nondetections and Data Analysis: Statistics for Censored Environmental Data. Hoboken, NJ:John Wiley and Sons.

Helsel, D. R. (2010). "Summing nondetects: incorporating low-level contaminants in risk assessment." Integr Environ Assess Manag **6**(3): 361-366.

Helsel, D. R. and T. A. Cohn (1988). "Estimation of Descriptive Statistics for Multiply Censored Water-Quality Data." Water Resources Research **24**(12): 1997-2004.

Hendricks, K. M., D. M. Mwamburi, et al. (2008). "Dietary patterns and health and nutrition outcomes in men living with HIV infection." Am J Clin Nutr **88**(6): 1584-1592.

Herbstman, J. B., A. Sjodin, et al. (2008). "Birth delivery mode modifies the associations between prenatal polychlorinated biphenyl (PCB) and polybrominated diphenyl ether (PBDE) and neonatal thyroid hormone levels." Environ Health Perspect **116**(10): 1376-1382.

Hewett, P. and G. H. Ganser (2007). "A comparison of several methods for analyzing censored data." Ann Occup Hyg **51**(7): 611-632.

Hines, C. J. and J. A. Deddens (2001). "Determinants of chlorpyrifos exposures and urinary 3,5,6-trichloro-2-pyridinol levels among termiticide applicators." Ann Occup Hyg **45**(4): 309-321.

Hoffmann, K., M. B. Schulze, et al. (2004). "Application of a new statistical method to derive dietary patterns in nutritional epidemiology." Am J Epidemiol **159**(10): 935-944.

Hopke, P. K., C. Liu, et al. (2001). "Multiple imputation for multivariate data with missing and below-threshold measurements: time-series concentrations of pollutants in the Arctic." Biometrics **57**(1): 22-33.

Hornung, R. W. and L. D. Reed (1990). "Estimation of average concentration in the presence of nondetectable values." Appl Occup Environ Hyg **5**: 46 - 51.

Hu, F. B. (2002). "Dietary pattern analysis: a new direction in nutritional epidemiology." Curr Opin Lipidol **13**(1): 3-9.

Hu, F. B., E. Rimm, et al. (1999). "Reproducibility and validity of dietary patterns assessed with a food-frequency questionnaire." Am J Clin Nutr **69**(2): 243-249.

Huybrechts, T., O. Thas, et al. (2002). "How to estimate moments and quantiles of environmental data sets with non-detected observations? A case study on volatile organic compounds in marine water samples." Journal of Chromatography A **975**(1): 123-133.

Jacobs, D. R., Jr. and L. M. Steffen (2003). "Nutrients, foods, and dietary patterns as exposures in research: a framework for food synergy." Am J Clin Nutr **78**(3 Suppl): 508S-513S.

Jacques, P. F. and K. L. Tucker (2001). "Are dietary patterns useful for understanding the role of diet in chronic disease?" Am J Clin Nutr **73**(1): 1-2.

Jain, R. B., S. P. Caudill, et al. (2008). "Evaluation of maximum likelihood procedures to estimate left censored observations." Anal Chem **80**(4): 1124-1132.

Jin, Y., M. J. Hein, et al. (2011). "Analysis of lognormally distributed exposure data with repeated measures and values below the limit of detection using SAS." Ann Occup Hyg **55**(1): 97-112.

Jones-McLean, E. M., B. Shatenstein, et al. (2010). "Dietary patterns research and its applications to nutrition policy for the prevention of chronic disease among diverse North American populations." Appl Physiol Nutr Metab **35**(2): 195-198.

Kant, A. K., A. Schatzkin, et al. (1991). "Food group intake patterns and associated nutrient profiles of the US population." J Am Diet Assoc **91**(12): 1532-1537.

Kinloch, D., H. Kuhnlein, et al. (1992). "Inuit foods and diet: a preliminary assessment of benefits and risks." Sci Total Environ **122**(1-2): 247-278.

Koopmanesseboom, C., D. C. Morse, et al. (1994). "Effects of Dioxins and Polychlorinated-Biphenyls on Thyroid-Hormone Status of Pregnant-Women and Their Infants." Pediatric Research **36**(1): A22-A22.

Kuhnlein, H. V. (1995). "Benefits and Risks of Traditional Food for Indigenous Peoples - Focus on Dietary Intakes of Arctic Men." Canadian Journal of Physiology and Pharmacology **73**(6): 765-771.

Lavoue, J., C. Beaudry, et al. (2005). "Investigation of determinants of past and current exposures to formaldehyde in the reconstituted wood panel industry in Quebec." Ann Occup Hyg **49**(7): 587-602.

Little, R. J. A. and D. B. Rubin (1987). "NADA for R: Nondetects and Data Analysis for the R statistical computing environment." Multiple Imputation for Nonresponse in Surveys.

Little, R. J. A. and D. B. Rubin (2002). Statistical analysis with missing data. Hoboken, N.J., Wiley.

Longnecker, M. P., B. C. Gladen, et al. (2000). "Polychlorinated biphenyl (PCB) exposure in relation to thyroid hormone levels in neonates." Epidemiology **11**(3): 249-254.

Lu, Y. C. and Y. C. Wu (1985). "Clinical findings and immunological abnormalities in Yu-Cheng patients." Environ Health Perspect **59**: 17-29.

Lubin, J. H. (2004). "Epidemiologic evaluation of measurement data in the presence of detection limits." Environ Health Perspect **112**(17): 1691 - 1696.

Lynn, H. S. (2001). "Maximum likelihood inference for left-censored HIV RNA data." Stat Med **20**(1): 33-45.

Macdonal, R. W., L. A. Barrie, et al. (2000). "Contaminants in the Canadian Arctic: 5 years of progress in understanding sources, occurrence and pathways." Sci Total Environ **254**(2-3): 93-234.

Maervoet, J., G. Vermeir, et al. (2007). "Association of thyroid hormone concentrations with levels of organochlorine compounds in cord blood of neonates." Environ Health Perspect **115**(12): 1780-1786.

Martinez, M. E., J. R. Marshall, et al. (1998). "Invited commentary: Factor analysis and the search for objectivity." American Journal of Epidemiology **148**(1): 17-19.

Martinez, M. E., J. R. Marshall, et al. (1998). "Invited commentary: Factor analysis and the search for objectivity." Am J Epidemiol **148**(1): 17-19.

McAuley, C. and L. D. Knopper (2011). "Impacts of traditional food consumption advisories: compliance, changes in diet and loss of confidence in traditional foods." Environ Health **10**: 55.

McCann, S. E., J. Weiner, et al. (2001). "Is principal components analysis necessary to characterise dietary behaviour in studies of diet and disease?" Public Health Nutr **4**(4): 903-908.

Mocking, R. J., J. Assies, et al. (2012). "Statistical methodological issues in handling of fatty acid data: percentage or concentration, imputation and indices." Lipids **47**(5): 541-547.

Moeller, S. M., J. Reedy, et al. (2007). "Dietary patterns: challenges and opportunities in dietary patterns research an Experimental Biology workshop, April 1, 2006." J Am Diet Assoc **107**(7): 1233-1239.

Muir, D. C., R. Wagemann, et al. (1992). "Arctic marine ecosystem contamination." Sci Total Environ **122**(1-2): 75-134.

Navarro Silvera, S. A., S. T. Mayne, et al. (2011). "Principal component analysis of dietary and lifestyle patterns in relation to risk of subtypes of esophageal and gastric cancer." Ann Epidemiol **21**(7): 543-550.

Osler, M., A. Helms Andreasen, et al. (2002). "Food intake patterns and risk of coronary heart disease: a prospective cohort study examining the use of traditional scoring techniques." Eur J Clin Nutr **56**(7): 568-574.

Panisset, J.-C., É., Dewailly et H., Doucet-Leduc. 2003. Chapitre 14 Contamination alimentaire. Dans: Gérin, M., Gasselin, P., Cordier, S., Viau, C., Quénel, P. et Dewailly, É. Environnement et Santé publique. Éditions TEC & DOC, Edisem, Canada, p. 369-395.

Patrician, P. A. (2002). "Multiple imputation for missing data†‡." Research in Nursing & Health **25**(1): 76-84.

Paunescu, A. C., E. Dewailly, et al. (2013). "Dioxin-like compounds and bone quality in Cree women of Eastern James Bay (Canada): a cross-sectional study." Environ Health **12**(1): 54.

Pereg, D., E. Dewailly, et al. (2002). "Environmental exposure to polychlorinated biphenyls and placental CYP1A1 activity in Inuit women from northern Quebec." Environ Health Perspect **110**(6): 607-612.

Randall, E., J. Marshall, et al. (1989). "Frequency of food use data and the multidimensionality of diet." J Am Diet Assoc **89**(8): 1070-1075.

Rogan, W. J. and B. C. Gladen (1992). "Neurotoxicology of PCBs and related compounds." Neurotoxicology **13**(1): 27-35.

Ryan, J. J., T. A. Gasiewicz, et al. (1990). "Human body burden of polychlorinated dibenzofurans associated with toxicity based on the yusho and yucheng incidents." Fundam Appl Toxicol **15**(4): 722-731.

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

Schafer, J.L. (1997) *Analysis of Incomplete Multivariate Data*. Chapman & Hall, London.

Schafer, J. L. and M. K. Olsen (1998). "Multiple imputation for multivariate missing-data problems: A data analyst's perspective." Multivariate Behavioral Research **33**(4): 545-571.

Seegal, R. 2004. A review of the neurotoxicity of non-dioxin-like polychlorinated biphenyls. *Organohalogen compounds*, vol. 66, p. 3597-3602.

Skaare, J. U., A. Bernhoft, et al. (2000). "Organochlorines in top predators at Svalbard - occurrence, levels and effects." Toxicology Letters **112**: 103-109.

Slattery, M. L. (2010). "Analysis of dietary patterns in epidemiological research." Appl Physiol Nutr Metab **35**(2): 207-210.

Svensson, B. G., T. Hallberg, et al. (1994). "Parameters of immunological competence in subjects with high consumption of fish contaminated with persistent organochlorine compounds." Int Arch Occup Environ Health **65**(6): 351-358.

Togo, P., B. L. Heitmann, et al. (2003). "Consistency of food intake factors by different dietary assessment methods and population groups." Br J Nutr **90**(3): 667-678.

Tucker, K. L. (2010). "Dietary patterns, approaches, and multicultural perspective." Appl Physiol Nutr Metab **35**(2): 211-218.

Uh, H. W., F. C. Hartgers, et al. (2008). "Evaluation of regression methods when immunological measurements are constrained by detection limits." Bmc Immunology **9**: -.

United States Environmental Protection Agency (U.S. EP A). 2006. Exposure to Polychlorinated Biphenyls (PCBs)- Fish Advisories. Reports and Chemical Fact Sheets. Public Health implications of exposure to polychlorinated biphenyls (PCBs), 31 p.

Van Oostdam, J., A. Gilman, É., Dewailly, P., Usher, B., Wheatley., H., Kuhnlein, S., Neve, J., Walker, B., Tracy, M., Feeley, V., Jerome et B., Kwavnick. 1999. Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: a review. *The Science of the Total Environment*, vol. 230, p. 1-82.

Van Oostdam, J., S. Donaldson, et al. (2005). "Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: A review." Sci Total Environ **351-352**: 165 - 246.

Van Oostdam, J., S. G. Donaldson, et al. (2005). "Human health implications of environmental contaminants in Arctic Canada: A review." Sci Total Environ **351-352**: 165-246.

WHO. 2003. Polychlorinated Biphenyls: Human Health Aspects. International Concise Chemical Assessment Document 55 . International Programme of Chemical Safety(IPCS). WHO, Geneva, 87 p.

Yu, M. L., C. C. Hsu, et al. (1991). "Inutero Pcb/Pcdf Exposure - Relation of Developmental Delay to Dysmorphology and Dose." Neurotoxicology and Teratology **13**(2): 195-202.



# ANNEXES

## Annexe 1: Questionnaire sur les habitudes alimentaires

Reference #: Id. | | | | | | |

### Traditional Food Frequency Questionnaire



| Dates for Seasons   |                             |
|---------------------|-----------------------------|
| Fall                | September 21 to December 20 |
| Winter              | December 21 to March 20     |
| Spring              | March 21 to June 20         |
| Summer              | June 21 to today            |
| Codes for Frequency |                             |
| D                   | Day                         |
| W                   | Week                        |
| M                   | Month                       |
| S                   | Season                      |

This questionnaire is to be asked to persons aged 9 years old or more

0. Start time

| | | | : | | | |  
HH MM

Traditional Food Frequency Questionnaire

Page 1 of 6

| In the past 12 months, did you eat any of the following Animals? If yes, how often did you eat these Animals for each of the following seasons? |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
|---|--------------------------|--------------------------|-------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|
| Animals   | Eaten                    |                          | Fall  |         | Winter |         | Spring |         | Summer |         |
|   | Yes                      | No                       | Freq. | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S |
| 1. Bear meat, <u>dried</u>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 2. Bear meat, <u>cooked</u>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 3. Bear <u>liver or kidney</u>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 4. Moose meat, <u>dried</u>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 5. Moose meat, <u>cooked</u>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 6. Moose <u>liver or kidney</u>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 7. Caribou meat, <u>dried</u>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 8. Caribou meat, <u>cooked</u>  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 9. Caribou <u>liver or kidney</u>   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 10. Beaver meat   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 11. Rabbit meat   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 12. Smoked game animal meat   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| <b>Any other <u>Game</u> Animals that you ate in the past 12 months? (specify on line)</b>  |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 13. _____   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 14. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 15. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 16. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |

| In the past 12 months, did you eat any of the following Fish? If yes, how often did you eat these Fish for each of the following seasons? |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
|---|--------------------------|--------------------------|-------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|
| Fish  | Eaten                    |                          | Fall  |         | Winter |         | Spring |         | Summer |         |
|   | Yes                      | No                       | Freq. | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S |
| 17a. Speckled trout (from fresh water)  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 17b. Speckled trout (from saltwater)  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 18. Walleye   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 19a. Whitefish (from fresh water)   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 19b. Whitefish (from saltwater)   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 20. Pike  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 21. Lake Trout  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 22. Sturgeon  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 23. Burbot  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 24. Red or White Sucker   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 25. Fish from the ocean   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 26. Fish eggs   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 27. <u>Smoked wild</u> fish   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| <b>Any other <u>Wild</u> Fish that you ate in the past 12 months? (specify species on line)</b>   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 28. _____   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 29. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| <b>Did you eat Fish liver? (specify species on line)</b>  |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 30. _____   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 31. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |

| In the past 12 months, did you eat any of the following Birds and Ducks? If yes, how often did you eat these Birds and Ducks for each of the following seasons and what is your usual portion size? |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
|---|--------------------------|--------------------------|-------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|
| Birds and Ducks   | Eaten                    |                          | Fall  |         | Winter |         | Spring |         | Summer |         |
|   | Yes                      | No                       | Freq. | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S |
| 32. Loon or Merganser   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 33. Geese (all types, including Brent)  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 34. Dabblers (Mallard, American Black duck and Northern Pintail)  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 35. Sea Ducks (Golden eye, Old Squaw and Black Scoter)  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 36. Other Ducks   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 37. Ptarmigan, partridge and other birds  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| <b>Did you eat Bird and Duck gizzards in the past 12 months? (specify species on line)</b>  |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 38. _____   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 39. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 40. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 41. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| <b>Did you eat Bird and Duck livers or kidneys? (specify species on line)</b>   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 42. _____   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 43. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 44. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 45. _____   |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |

**In the past 12 months, did you eat any Wild Berries or Wild Berry Jam? If yes, how often did you eat Wild Berries or Wild Berry Jam for each of the following seasons?**

| Berries            | Eaten                    |                          | Fall  |         | Winter |         | Spring |         | Summer |         |
|--------------------|--------------------------|--------------------------|-------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|
|                    | Yes                      | No                       | Freq. | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S |
| 46. Wild berries   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 47. Wild berry jam | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |

**In the past 12 months, did you use any of the following Animal Fats for spreading, dipping, baking or frying? If yes, how often did you use these Animal Fats for each of the following seasons?**

| Animal fats  | Eaten                    |                          | Fall  |         | Winter |         | Spring |         | Summer |         |
|--|--------------------------|--------------------------|-------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|
|  | Yes                      | No                       | Freq. | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S | Freq.  | D-W-M-S |
| 48. Bear grease  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 49. Goose grease   | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| <b>Did you use other Animal Fats for spreading, dipping, baking or frying? (specify on line)</b> |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 50. _____  | <input type="checkbox"/> | <input type="checkbox"/> |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 51. _____  |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 52. _____  |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |
| 53. _____  |                          |                          |       |         |        |         |        |         |        |         |

**Thank you for your participation!**

**56. The interview was held in:**

- 1  English
- 2  Cree
- 3  Both English and Cree

**57. Name of interviewer**

\_\_\_\_\_

**58. Date of interview**

|\_|\_|\_|\_| |\_|\_|\_|\_| |\_|\_|\_|\_|  
YYYY MM DD

**59. End time**

|\_|\_|\_|\_| |\_|\_|\_|\_|  
HH MM

**End of Traditional Food Frequency questionnaire**

**Annexe 2: Chlorinated and Brominated organic compounds Analysed: Detection limits, percentage of reproducibility, and recovery percentage of recovery**

| Analyte(s) <sup>a</sup> | Detection Limit (µg/L) | Intra-day precision (%) | Recovery (%) | Inter-day precision (%) |
|-------------------------|------------------------|-------------------------|--------------|-------------------------|
| Aldrin                  | 0.01                   | 2.3                     | 76           | 8.2                     |
| Arachlor 1250           | 0.1                    | 1.6                     | 80           | 7.3                     |
| PCB 28                  | 0.05                   | 6.7                     | 89           | 13.3                    |
| PCB 52                  | 0.3                    | 10.2                    | 56           | 11.0                    |
| PCB 99                  | 0.02                   | 3.1                     | 61           | 8.0                     |
| PCB 101                 | 0.03                   | 2.7                     | 127          | 9.7                     |
| PCB 105                 | 0.01                   | 1.4                     | 74           | 7.4                     |
| PCB 118                 | 0.01                   | 1.5                     | 104          | 7.7                     |
| PCB 128                 | 0.01                   | 1.7                     | 79           | 8.3                     |
| PCB 138                 | 0.01                   | 2.2                     | 81           | 8.6                     |
| PCB 153                 | 0.01                   | 1.2                     | 73           | 7.5                     |
| PCB 156                 | 0.01                   | 2.0                     | 73           | 9.7                     |
| PCB 163                 | 0.01                   | 1.3                     | 76           | 8.0                     |
| PCB 180                 | 0.01                   | 2.2                     | 68           | 8.4                     |
| PCB 183                 | 0.01                   | 1.2                     | 66           | 7.3                     |
| PCB 187                 | 0.01                   | 1.3                     | 68           | 8.4                     |
| o-chlordane             | 0.01                   | 2.3                     | 76           | 5.0                     |
| γ-chlordane             | 0.005                  | 2.5                     | 74           | 6.1                     |
| β-HCH                   | 0.01                   | 2.8                     | 75           | 11.4                    |
| Cis-nonachlor           | 0.005                  | 1.7                     | 79           | 11.4                    |
| p,p'-DDE                | 0.09                   | 3.0                     | 118          | 12.7                    |
| p,p'-DDT                | 0.05                   | 2.9                     | 86           | 16.9                    |
| Hexachlorobenzene       | 0.04                   | 4.6                     | 68           | 8.9                     |
| Mirex                   | 0.01                   | 3.4                     | 85           | 12.2                    |
| Onychlorane             | 0.005                  | 3.0                     | 84           | 14.7                    |
| PBB 153                 | 0.02                   | 1.9                     | 80           | 25.2                    |
| PBDE 47                 | 0.03                   | 6.3                     | 96           | 20.6                    |
| PBDE 99                 | 0.02                   | 3.9                     | 86           | 23.3                    |
| PBDE 100                | 0.02                   | 4.1                     | 87           | 18.0                    |
| PBDE 153                | 0.02                   | 2.9                     | 82           | 35.9                    |
| Perlar 26               | 0.005                  | 2.6                     | 76           | 6.9                     |
| Perlar 50               | 0.005                  | 2.9                     | 69           | 6.2                     |
| Trans-nonachlor         | 0.01                   | 2.0                     | 82           | 11.2                    |
|                         |                        |                         |              |                         |
| PFOs                    | 0.10                   | 4.0                     | 87           | 6.6                     |
| PFOA                    | 0.30                   | 7.4                     | 97           | 10.8                    |
| PFHxS                   | 0.30                   | 7.7                     | 98           | 7.8                     |

a. Decoupled, pregnant, unknown, not shown, disabled, too old.

**Annexe 3: Coefficients de corrélation Spearman (valeur-p) entre les aliments traditionnels**

|                              | <b>Viande ours séchée</b> | <b>Viande ours cuite</b> | <b>Viande orignal séchée</b> | <b>Viande orignal cuite</b> | <b>Abats orignal</b> | <b>Viande caribou séchée</b> | <b>Viande caribou cuite</b> | <b>Viande castor</b> | <b>Viande lapin</b> | <b>Viande animaux fumée</b> |
|------------------------------|---------------------------|--------------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------|---------------------|-----------------------------|
| <b>Viande ours séchée</b>    | 1                         | 0.65221                  | 0.1945                       | 0.43887                     | 0.6                  | 0.28942                      | 0.47473                     | 0.09501              | 0.08739             | 0.25816                     |
|                              |                           | <.0001                   | 0.0032                       | <.0001                      | <.0001               | <.0001                       | <.0001                      | 0.1527               | 0.1886              | <.0001                      |
| <b>Viande ours cuite</b>     | 0.65221                   | 1                        | 0.17061                      | 0.37454                     | 0.372                | 0.22035                      | 0.41103                     | 0.13544              | 0.047               | 0.49516                     |
|                              | <.0001                    |                          | 0.0099                       | <.0001                      | <.0001               | 0.0008                       | <.0001                      | 0.041                | 0.48                | <.0001                      |
| <b>Viande orignal séchée</b> | 0.1945                    | 0.17061                  | 1                            | 0.30245                     | 0.018                | 0.58333                      | 0.30832                     | 0.25845              | 0.20457             | 0.14449                     |
|                              | 0.0032                    | 0.0099                   |                              | <.0001                      | 0.786                | <.0001                       | <.0001                      | <.0001               | 0.0019              | 0.0292                      |
| <b>Viande orignal cuite</b>  | 0.43887                   | 0.37454                  | 0.30245                      | 1                           | 0.474                | 0.51037                      | 0.61722                     | 0.57843              | 0.3444              | 0.25649                     |
|                              | <.0001                    | <.0001                   | <.0001                       |                             | <.0001               | <.0001                       | <.0001                      | <.0001               | <.0001              | <.0001                      |
| <b>Abats orignal</b>         | 0.60047                   | 0.37213                  | 0.0181                       | 0.47415                     | 1                    | 0.14565                      | 0.50476                     | 0.17276              | 0.16306             | 0.28279                     |
|                              | <.0001                    | <.0001                   | 0.7857                       | <.0001                      |                      | 0.0279                       | <.0001                      | 0.009                | 0.0137              | <.0001                      |
| <b>Viande caribou séchée</b> | 0.28942                   | 0.22035                  | 0.58333                      | 0.51037                     | 0.146                | 1                            | 0.27216                     | 0.41095              | 0.10437             | 0.25127                     |
|                              | <.0001                    | 0.0008                   | <.0001                       | <.0001                      | 0.028                |                              | <.0001                      | <.0001               | 0.1161              | 0.0001                      |
| <b>Viande caribou cuite</b>  | 0.47473                   | 0.41103                  | 0.30832                      | 0.61722                     | 0.505                | 0.27216                      | 1                           | 0.41757              | 0.24483             | 0.24298                     |
|                              | <.0001                    | <.0001                   | <.0001                       | <.0001                      | <.0001               | <.0001                       |                             | <.0001               | 0.0002              | 0.0002                      |
| <b>Viande castor</b>         | 0.09501                   | 0.13544                  | 0.25845                      | 0.57843                     | 0.173                | 0.41095                      | 0.41757                     | 1                    | 0.42295             | 0.13363                     |
|                              | 0.1527                    | 0.041                    | <.0001                       | <.0001                      | 0.009                | <.0001                       | <.0001                      |                      | <.0001              | 0.0438                      |
| <b>Viande lapin</b>          | 0.08739                   | 0.047                    | 0.20457                      | 0.3444                      | 0.163                | 0.10437                      | 0.24483                     | 0.42295              | 1                   | 0.11236                     |
|                              | 0.1886                    | 0.48                     | 0.0019                       | <.0001                      | 0.014                | 0.1161                       | 0.0002                      | <.0001               |                     | 0.0905                      |
| <b>Viande animaux fumée</b>  | 0.25816                   | 0.49516                  | 0.14449                      | 0.25649                     | 0.283                | 0.25127                      | 0.24298                     | 0.13363              | 0.11236             | 1                           |
|                              | <.0001                    | <.0001                   | 0.0292                       | <.0001                      | <.0001               | 0.0001                       | 0.0002                      | 0.0438               | 0.0905              |                             |



|                              | <b>Viande ours séchée</b> | <b>Viande ours cuite</b> | <b>Viande original séchée</b> | <b>Viande original cuite</b> | <b>Abats original</b> | <b>Viande caribou séchée</b> | <b>Viande caribou cuite</b> | <b>Viande castor</b> | <b>Viande lapin</b> | <b>Viande animaux fumée</b> |
|------------------------------|---------------------------|--------------------------|-------------------------------|------------------------------|-----------------------|------------------------------|-----------------------------|----------------------|---------------------|-----------------------------|
| <b>Truite mouchetée</b>      | 0.37597                   | 0.10226                  | 0.26356                       | 0.40531                      | 0.434                 | 0.20409                      | 0.38398                     | 0.18337              | 0.29438             | 0.19858                     |
|                              | <.0001                    | 0.1236                   | <.0001                        | <.0001                       | <.0001                | 0.002                        | <.0001                      | 0.0055               | <.0001              | 0.0026                      |
| <b>Doré</b>                  | 0.14396                   | 0.15575                  | 0.26738                       | 0.37554                      | 0.207                 | 0.3738                       | 0.3181                      | 0.42293              | 0.34524             | 0.23052                     |
|                              | 0.0298                    | 0.0186                   | <.0001                        | <.0001                       | 0.002                 | <.0001                       | <.0001                      | <.0001               | <.0001              | 0.0004                      |
| <b>Corégone</b>              | 0.20846                   | 0.17167                  | 0.69942                       | 0.34715                      | 0.046                 | 0.44595                      | 0.38178                     | 0.46212              | 0.43103             | 0.13152                     |
|                              | 0.0015                    | 0.0094                   | <.0001                        | <.0001                       | 0.488                 | <.0001                       | <.0001                      | <.0001               | <.0001              | 0.0473                      |
| <b>Brochet</b>               | 0.2855                    | 0.12725                  | 0.34021                       | 0.48839                      | 0.294                 | 0.66095                      | 0.29031                     | 0.47184              | 0.37605             | 0.26152                     |
|                              | <.0001                    | 0.055                    | <.0001                        | <.0001                       | <.0001                | <.0001                       | <.0001                      | <.0001               | <.0001              | <.0001                      |
| <b>Truite grise</b>          | 0.50924                   | 0.16499                  | 0.19113                       | 0.42281                      | 0.517                 | 0.28649                      | 0.35422                     | 0.18746              | 0.2171              | 0.3509                      |
|                              | <.0001                    | 0.0126                   | 0.0038                        | <.0001                       | <.0001                | <.0001                       | <.0001                      | 0.0045               | 0.001               | <.0001                      |
| <b>Esturgeon</b>             | 0.12474                   | 0.11886                  | 0.10024                       | 0.13225                      | 0.026                 | 0.06259                      | 0.17637                     | 0.34879              | 0.21821             | 0.14649                     |
|                              | 0.06                      | 0.0733                   | 0.1313                        | 0.0461                       | 0.7                   | 0.3468                       | 0.0076                      | <.0001               | 0.0009              | 0.027                       |
| <b>Meunier noir</b>          | 0.16111                   | 0.17724                  | 0.11397                       | 0.18387                      | 0.157                 | 0.1791                       | 0.14637                     | 0.27907              | 0.11842             | 0.34343                     |
|                              | 0.0149                    | 0.0073                   | 0.086                         | 0.0054                       | 0.018                 | 0.0067                       | 0.0271                      | <.0001               | 0.0743              | <.0001                      |
| <b>Autres poissons fumés</b> | 0.19791                   | 0.10605                  | 0.69091                       | 0.29348                      | 0.137                 | 0.48212                      | 0.3996                      | 0.26771              | 0.02989             | 0.15946                     |
|                              | 0.0027                    | 0.1103                   | <.0001                        | <.0001                       | 0.038                 | <.0001                       | <.0001                      | <.0001               | 0.6535              | 0.016                       |

|                                    | <b>Viande<br/>ours<br/>séchée</b> | <b>Viande<br/>ours<br/>cuite</b> | <b>Viande<br/>original<br/>séchée</b> | <b>Viande<br/>original<br/>cuite</b> | <b>Abats<br/>original</b> | <b>Viande<br/>caribou<br/>séchée</b> | <b>Viande<br/>caribou<br/>cuite</b> | <b>Viande<br/>castor</b> | <b>Viande<br/>lapin</b> | <b>Viande<br/>animaux<br/>fumée</b> |
|------------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|---------------------------------------|--------------------------------------|---------------------------|--------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------------------------|
| <b>Oies</b>                        | 0.19463                           | 0.177                            | 0.22866                               | 0.39278                              | 0.205                     | 0.26348                              | 0.20637                             | 0.23045                  | 0.24341                 | 0.18276                             |
|                                    | 0.0032                            | 0.0074                           | 0.0005                                | <.0001                               | 0.002                     | <.0001                               | 0.0017                              | 0.0005                   | 0.0002                  | 0.0056                              |
| <b>Canards de surface</b>          | 0.26293                           | 0.12478                          | 0.24488                               | 0.1844                               | 0.283                     | 0.1127                               | 0.22816                             | 0.16876                  | 0.25625                 | 0.18974                             |
|                                    | <.0001                            | 0.0599                           | 0.0002                                | 0.0052                               | <.0001                    | 0.0895                               | 0.0005                              | 0.0107                   | <.0001                  | 0.004                               |
| <b>Canard d'océan</b>              | 0.34718                           | 0.14612                          | 0.22614                               | 0.19391                              | 0.335                     | 0.20217                              | 0.26492                             | 0.19983                  | 0.04469                 | 0.25966                             |
|                                    | <.0001                            | 0.0274                           | 0.0006                                | 0.0033                               | <.0001                    | 0.0022                               | <.0001                              | 0.0024                   | 0.502                   | <.0001                              |
| <b>Perdrix et lagopède</b>         | 0.14305                           | 0.07288                          | 0.15888                               | 0.24313                              | 0.205                     | 0.22431                              | 0.19477                             | 0.30532                  | 0.14428                 | 0.14483                             |
|                                    | 0.0308                            | 0.2732                           | 0.0163                                | 0.0002                               | 0.002                     | 0.0006                               | 0.0031                              | <.0001                   | 0.0294                  | 0.0288                              |
| <b>Gésier d'oie</b>                | 0.27693                           | 0.23098                          | 0.25353                               | 0.23355                              | 0.226                     | 0.1248                               | 0.23141                             | 0.17215                  | 0.22704                 | 0.07756                             |
|                                    | <.0001                            | 0.0004                           | 0.0001                                | 0.0004                               | 6E-04                     | 0.0599                               | 0.0004                              | 0.0092                   | 0.0006                  | 0.2434                              |
| <b>Baies sauvages</b>              | 0.36592                           | 0.11784                          | 0.33525                               | 0.32514                              | 0.31                      | 0.27168                              | 0.31826                             | 0.20884                  | 0.13384                 | 0.23872                             |
|                                    | <.0001                            | 0.0758                           | <.0001                                | <.0001                               | <.0001                    | <.0001                               | <.0001                              | 0.0015                   | 0.0435                  | 0.0003                              |
| <b>Confiture baies<br/>sauvage</b> | 0.38625                           | 0.10371                          | 0.36731                               | 0.34762                              | 0.364                     | 0.27026                              | 0.37108                             | 0.22061                  | 0.16982                 | 0.24489                             |
|                                    | <.0001                            | 0.1184                           | <.0001                                | <.0001                               | <.0001                    | <.0001                               | <.0001                              | 0.0008                   | 0.0102                  | 0.0002                              |
| <b>Graisse d'ours</b>              | 0.1018                            | 0.13902                          | 0.08205                               | 0.15381                              | 0.142                     | 0.0822                               | 0.10172                             | 0.24945                  | 0.17308                 | 0.11721                             |
|                                    | 0.1254                            | 0.0359                           | 0.2171                                | 0.0201                               | 0.033                     | 0.2163                               | 0.1257                              | 0.0001                   | 0.0088                  | 0.0774                              |
| <b>Graisse d'oie</b>               | 0.19456                           | 0.14058                          | 0.15708                               | 0.15772                              | 0.098                     | 0.14879                              | 0.16355                             | 0.13518                  | 0.11911                 | 0.13637                             |
|                                    | 0.0032                            | 0.0339                           | 0.0176                                | 0.0172                               | 0.141                     | 0.0246                               | 0.0134                              | 0.0414                   | 0.0726                  | 0.0396                              |

|                              | <b>Truite mouchetée</b> | <b>Doré</b> | <b>Corégone</b> | <b>Brochet</b> | <b>Truite grise</b> | <b>Esturgeon</b> | <b>Meunier noir</b> | <b>Autres poissons fumés</b> |
|------------------------------|-------------------------|-------------|-----------------|----------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------------------|
| <b>Viande ours séchée</b>    | 0.376                   | 0.144       | 0.2085          | 0.2855         | 0.50924             | 0.125            | 0.16111             | 0.19791                      |
|                              | <.0001                  | 0.0298      | 0.0015          | <.0001         | <.0001              | 0.06             | 0.0149              | 0.0027                       |
| <b>Viande ours cuite</b>     | 0.1023                  | 0.1558      | 0.1717          | 0.1273         | 0.16499             | 0.119            | 0.17724             | 0.10605                      |
|                              | 0.1236                  | 0.0186      | 0.0094          | 0.055          | 0.0126              | 0.073            | 0.0073              | 0.1103                       |
| <b>Viande orignal séchée</b> | 0.2636                  | 0.2674      | 0.6994          | 0.3402         | 0.19113             | 0.1              | 0.11397             | 0.69091                      |
|                              | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | 0.0038              | 0.131            | 0.086               | <.0001                       |
| <b>Viande orignal cuite</b>  | 0.4053                  | 0.3755      | 0.3472          | 0.4884         | 0.42281             | 0.132            | 0.18387             | 0.29348                      |
|                              | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.046            | 0.0054              | <.0001                       |
| <b>Abats orignal</b>         | 0.4342                  | 0.2067      | 0.0461          | 0.2936         | 0.5173              | 0.026            | 0.15698             | 0.13747                      |
|                              | <.0001                  | 0.0017      | 0.4884          | <.0001         | <.0001              | 0.7              | 0.0177              | 0.0381                       |
| <b>Viande caribou séchée</b> | 0.2041                  | 0.3738      | 0.446           | 0.661          | 0.28649             | 0.063            | 0.1791              | 0.48212                      |
|                              | 0.002                   | <.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.347            | 0.0067              | <.0001                       |
| <b>Viande caribou cuite</b>  | 0.384                   | 0.3181      | 0.3818          | 0.2903         | 0.35422             | 0.176            | 0.14637             | 0.3996                       |
|                              | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.008            | 0.0271              | <.0001                       |
| <b>Viande castor</b>         | 0.1834                  | 0.4229      | 0.4621          | 0.4718         | 0.18746             | 0.349            | 0.27907             | 0.26771                      |
|                              | 0.0055                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | 0.0045              | <.0001           | <.0001              | <.0001                       |
| <b>Viande lapin</b>          | 0.2944                  | 0.3452      | 0.431           | 0.3761         | 0.2171              | 0.218            | 0.11842             | 0.02989                      |
|                              | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | 0.001               | 9E-04            | 0.0743              | 0.6535                       |
| <b>Viande animaux fumée</b>  | 0.1986                  | 0.2305      | 0.1315          | 0.2615         | 0.3509              | 0.146            | 0.34343             | 0.15946                      |
|                              | 0.0026                  | 0.0004      | 0.0473          | <.0001         | <.0001              | 0.027            | <.0001              | 0.016                        |

|                              | <b>Truite mouchetée</b> | <b>Doré</b> | <b>Corégone</b> | <b>Brochet</b> | <b>Truite grise</b> | <b>Esturgeon</b> | <b>Meunier noir</b> | <b>Autres poissons fumés</b> |
|------------------------------|-------------------------|-------------|-----------------|----------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------------------|
| <b>Truite mouchetée</b>      | 1                       | 0.3593      | 0.1997          | 0.4664         | 0.81419             | 0.044            | 0.14985             | 0.33039                      |
|                              |                         | <.0001      | 0.0025          | <.0001         | <.0001              | 0.506            | 0.0236              | <.0001                       |
| <b>Doré</b>                  | 0.3593                  | 1           | 0.2961          | 0.6139         | 0.31454             | 0.232            | 0.36456             | 0.28356                      |
|                              | <.0001                  |             | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 4E-04            | <.0001              | <.0001                       |
| <b>Corégone</b>              | 0.1997                  | 0.2961      | 1               | 0.3264         | 0.1566              | 0.275            | 0.26847             | 0.50416                      |
|                              | 0.0025                  | <.0001      |                 | <.0001         | 0.018               | <.0001           | <.0001              | <.0001                       |
| <b>Brochet</b>               | 0.4664                  | 0.6139      | 0.3264          | 1              | 0.59326             | 0.126            | 0.38728             | 0.35652                      |
|                              | <.0001                  | <.0001      | <.0001          |                | <.0001              | 0.058            | <.0001              | <.0001                       |
| <b>Truite grise</b>          | 0.8142                  | 0.3145      | 0.1566          | 0.5933         | 1                   | 0.033            | 0.18021             | 0.38309                      |
|                              | <.0001                  | <.0001      | 0.018           | <.0001         |                     | 0.624            | 0.0064              | <.0001                       |
| <b>Esturgeon</b>             | 0.0443                  | 0.2319      | 0.2754          | 0.1259         | 0.03263             | 1                | 0.23196             | 0.04131                      |
|                              | 0.5061                  | 0.0004      | <.0001          | 0.0577         | 0.6241              |                  | 0.0004              | 0.5348                       |
| <b>Meunier noir</b>          | 0.1499                  | 0.3646      | 0.2685          | 0.3873         | 0.18021             | 0.232            | 1                   | 0.11343                      |
|                              | 0.0236                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | 0.0064              | 4E-04            |                     | 0.0875                       |
| <b>Autres poissons fumés</b> | 0.3304                  | 0.2836      | 0.5042          | 0.3565         | 0.38309             | 0.041            | 0.11343             | 1                            |
|                              | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.535            | 0.0875              |                              |

|                                | <b>Truite mouchetée</b> | <b>Doré</b> | <b>Corégone</b> | <b>Brochet</b> | <b>Truite grise</b> | <b>Esturgeon</b> | <b>Meunier noir</b> | <b>Autres poissons fumés</b> |
|--------------------------------|-------------------------|-------------|-----------------|----------------|---------------------|------------------|---------------------|------------------------------|
| <b>Oies</b>                    | 0.2719                  | 0.4257      | 0.1863          | 0.3926         | 0.19276             | 0.117            | 0.45038             | 0.17666                      |
|                                | <.0001                  | <.0001      | 0.0048          | <.0001         | 0.0035              | 0.078            | <.0001              | 0.0075                       |
| <b>Canard de surface</b>       | 0.4853                  | 0.3809      | 0.2763          | 0.3966         | 0.39792             | 0.109            | 0.41924             | 0.12736                      |
|                                | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.102            | <.0001              | 0.0548                       |
| <b>Canard d'océan</b>          | 0.3801                  | 0.2548      | 0.3631          | 0.3736         | 0.41405             | 0.151            | 0.50235             | 0.23529                      |
|                                | <.0001                  | 0.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.023            | <.0001              | 0.0003                       |
| <b>Perdrix et lagopède</b>     | 0.1627                  | 0.4301      | 0.1969          | 0.5206         | 0.31313             | 0.148            | 0.39258             | 0.29284                      |
|                                | 0.0139                  | <.0001      | 0.0028          | <.0001         | <.0001              | 0.026            | <.0001              | <.0001                       |
| <b>Gésier d'oie</b>            | 0.3223                  | 0.4029      | 0.1869          | 0.3076         | 0.27441             | 0.118            | 0.16611             | 0.15732                      |
|                                | <.0001                  | <.0001      | 0.0046          | <.0001         | <.0001              | 0.076            | 0.012               | 0.0174                       |
| <b>Baies sauvages</b>          | 0.4075                  | 0.2708      | 0.295           | 0.4081         | 0.56922             | 0.145            | 0.21033             | 0.36263                      |
|                                | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.029            | 0.0014              | <.0001                       |
| <b>Confiture baies sauvage</b> | 0.468                   | 0.2708      | 0.3403          | 0.4392         | 0.57914             | 0.12             | 0.30205             | 0.36719                      |
|                                | <.0001                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | <.0001              | 0.071            | <.0001              | <.0001                       |
| <b>Graisse ours</b>            | 0.0777                  | 0.2715      | 0.3057          | 0.2841         | 0.11844             | 0.278            | 0.41718             | 0.06484                      |
|                                | 0.2425                  | <.0001      | <.0001          | <.0001         | 0.0743              | <.0001           | <.0001              | 0.3297                       |
| <b>Graisse d'oie</b>           | 0.1636                  | 0.343       | 0.1667          | 0.2683         | 0.17985             | 0.045            | 0.18328             | 0.18309                      |
|                                | 0.0134                  | <.0001      | 0.0117          | <.0001         | 0.0065              | 0.496            | 0.0055              | 0.0056                       |

|                              | Oies    | Canards de surface | Canard d'océan | Perdrix et lagopède | Gésier d'oie | Baies sauvages | Confiture baies sauvage | Graisse ours | Graisse d'oie |
|------------------------------|---------|--------------------|----------------|---------------------|--------------|----------------|-------------------------|--------------|---------------|
| <b>Viande ours séchée</b>    | 0.19463 | 0.26293            | 0.34718        | 0.14305             | 0.27693      | 0.36592        | 0.38625                 | 0.1018       | 0.19456       |
|                              | 0.0032  | <.0001             | <.0001         | 0.0308              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | 0.1254       | 0.0032        |
| <b>Viande ours cuite</b>     | 0.177   | 0.12478            | 0.14612        | 0.07288             | 0.23098      | 0.11784        | 0.10371                 | 0.13902      | 0.14058       |
|                              | 0.0074  | 0.0599             | 0.0274         | 0.2732              | 0.0004       | 0.0758         | 0.1184                  | 0.0359       | 0.0339        |
| <b>Viande orignal séchée</b> | 0.22866 | 0.24488            | 0.22614        | 0.15888             | 0.25353      | 0.33525        | 0.36731                 | 0.08205      | 0.15708       |
|                              | 0.0005  | 0.0002             | 0.0006         | 0.0163              | 0.0001       | <.0001         | <.0001                  | 0.2171       | 0.0176        |
| <b>Viande orignal cuite</b>  | 0.39278 | 0.1844             | 0.19391        | 0.24313             | 0.23355      | 0.32514        | 0.34762                 | 0.15381      | 0.15772       |
|                              | <.0001  | 0.0052             | 0.0033         | 0.0002              | 0.0004       | <.0001         | <.0001                  | 0.0201       | 0.0172        |
| <b>Abats orignal</b>         | 0.20485 | 0.28267            | 0.33478        | 0.20526             | 0.22607      | 0.31038        | 0.364                   | 0.14159      | 0.09774       |
|                              | 0.0019  | <.0001             | <.0001         | 0.0018              | 0.0006       | <.0001         | <.0001                  | 0.0326       | 0.1412        |
| <b>Viande caribou séchée</b> | 0.26348 | 0.1127             | 0.20217        | 0.22431             | 0.1248       | 0.27168        | 0.27026                 | 0.0822       | 0.14879       |
|                              | <.0001  | 0.0895             | 0.0022         | 0.0006              | 0.0599       | <.0001         | <.0001                  | 0.2163       | 0.0246        |
| <b>Viande caribou cuite</b>  | 0.20637 | 0.22816            | 0.26492        | 0.19477             | 0.23141      | 0.31826        | 0.37108                 | 0.10172      | 0.16355       |
|                              | 0.0017  | 0.0005             | <.0001         | 0.0031              | 0.0004       | <.0001         | <.0001                  | 0.1257       | 0.0134        |
| <b>Viande castor</b>         | 0.23045 | 0.16876            | 0.19983        | 0.30532             | 0.17215      | 0.20884        | 0.22061                 | 0.24945      | 0.13518       |
|                              | 0.0005  | 0.0107             | 0.0024         | <.0001              | 0.0092       | 0.0015         | 0.0008                  | 0.0001       | 0.0414        |
| <b>Viande lapin</b>          | 0.24341 | 0.25625            | 0.04469        | 0.14428             | 0.22704      | 0.13384        | 0.16982                 | 0.17308      | 0.11911       |
|                              | 0.0002  | <.0001             | 0.502          | 0.0294              | 0.0006       | 0.0435         | 0.0102                  | 0.0088       | 0.0726        |
| <b>Viande animaux fumée</b>  | 0.18276 | 0.18974            | 0.25966        | 0.14483             | 0.07756      | 0.23872        | 0.24489                 | 0.11721      | 0.13637       |
|                              | 0.0056  | 0.004              | <.0001         | 0.0288              | 0.2434       | 0.0003         | 0.0002                  | 0.0774       | 0.0396        |

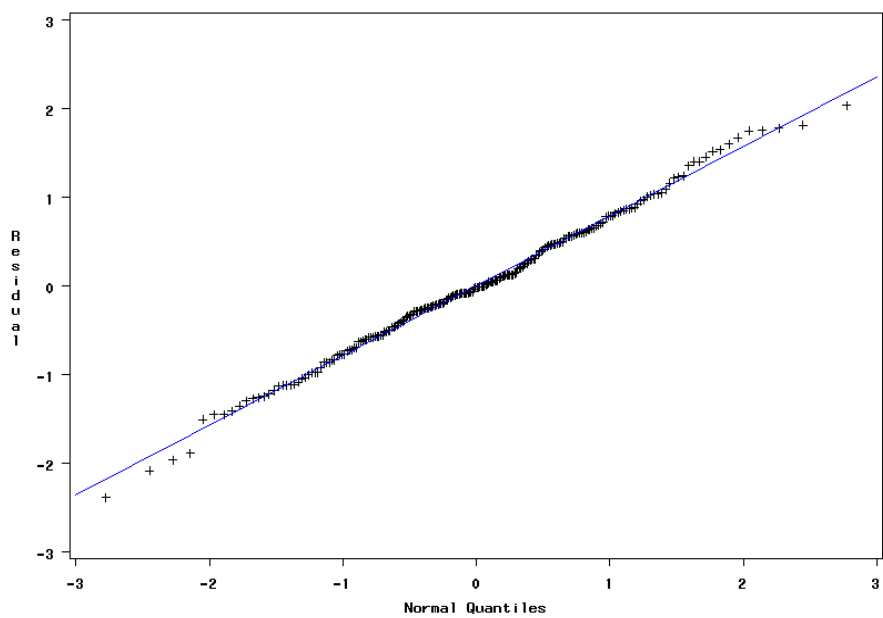
|                              | Oies    | Canards de surface | Canard d'océan | Perdrix et lagopède | Gésier d'oie | Baies sauvages | Confiture baies sauvage | Graisse d'ours | Graisse d'oie |
|------------------------------|---------|--------------------|----------------|---------------------|--------------|----------------|-------------------------|----------------|---------------|
| <b>Truite mouchetée</b>      | 0.27192 | 0.48527            | 0.38013        | 0.16268             | 0.32226      | 0.40747        | 0.46799                 | 0.07772        | 0.16364       |
|                              | <.0001  | <.0001             | <.0001         | 0.0139              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | 0.2425         | 0.0134        |
| <b>Doré</b>                  | 0.42568 | 0.38091            | 0.25479        | 0.43009             | 0.40293      | 0.27084        | 0.2708                  | 0.27145        | 0.34298       |
|                              | <.0001  | <.0001             | 0.0001         | <.0001              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         | <.0001        |
| <b>Corégone</b>              | 0.18633 | 0.27633            | 0.36311        | 0.19687             | 0.18689      | 0.29499        | 0.34028                 | 0.30565        | 0.16672       |
|                              | 0.0048  | <.0001             | <.0001         | 0.0028              | 0.0046       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         | 0.0117        |
| <b>Brochet</b>               | 0.39264 | 0.39656            | 0.37358        | 0.52057             | 0.30758      | 0.40805        | 0.43922                 | 0.28406        | 0.26829       |
|                              | <.0001  | <.0001             | <.0001         | <.0001              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         | <.0001        |
| <b>Truite grise</b>          | 0.19276 | 0.39792            | 0.41405        | 0.31313             | 0.27441      | 0.56922        | 0.57914                 | 0.11844        | 0.17985       |
|                              | 0.0035  | <.0001             | <.0001         | <.0001              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | 0.0743         | 0.0065        |
| <b>Esturgeon</b>             | 0.11711 | 0.10852            | 0.15093        | 0.14767             | 0.11787      | 0.14494        | 0.11961                 | 0.27763        | 0.04528       |
|                              | 0.0776  | 0.1022             | 0.0226         | 0.0258              | 0.0757       | 0.0287         | 0.0714                  | <.0001         | 0.4963        |
| <b>Meunier noir</b>          | 0.45038 | 0.41924            | 0.50235        | 0.39258             | 0.16611      | 0.21033        | 0.30205                 | 0.41718        | 0.18328       |
|                              | <.0001  | <.0001             | <.0001         | <.0001              | 0.012        | 0.0014         | <.0001                  | <.0001         | 0.0055        |
| <b>Autres poissons fumés</b> | 0.17666 | 0.12736            | 0.23529        | 0.29284             | 0.15732      | 0.36263        | 0.36719                 | 0.06484        | 0.18309       |
|                              | 0.0075  | 0.0548             | 0.0003         | <.0001              | 0.0174       | <.0001         | <.0001                  | 0.3297         | 0.0056        |

|                                 | Oies    | Canards de surface | Canard d'océan | Perdrix et lagopède | Gésier d'oie | Baies sauvages | Confiture baies sauvage | Graisse d'ours | Graisse d'oie |
|---------------------------------|---------|--------------------|----------------|---------------------|--------------|----------------|-------------------------|----------------|---------------|
| <b>Oies</b>                     | 1       | 0.37486            | 0.32752        | 0.39215             | 0.3796       | 0.25547        | 0.30932                 | 0.38736        | 0.54133       |
|                                 |         | <.0001             | <.0001         | <.0001              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         | <.0001        |
| <b>Canards de surface</b>       | 0.37486 | 1                  | 0.74754        | 0.24319             | 0.43981      | 0.36068        | 0.52865                 | 0.30206        | 0.17251       |
|                                 | <.0001  |                    | <.0001         | 0.0002              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         | 0.0091        |
| <b>Canard d'océan</b>           | 0.32752 | 0.74754            | 1              | 0.3362              | 0.31003      | 0.50873        | 0.67572                 | 0.39093        | 0.15808       |
|                                 | <.0001  | <.0001             |                | <.0001              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         | 0.0169        |
| <b>Perdrix et lagopède</b>      | 0.39215 | 0.24319            | 0.3362         | 1                   | 0.33152      | 0.3375         | 0.41865                 | 0.58063        | 0.40022       |
|                                 | <.0001  | 0.0002             | <.0001         |                     | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         | <.0001        |
| <b>Gésier d'oie</b>             | 0.3796  | 0.43981            | 0.31003        | 0.33152             | 1            | 0.29227        | 0.36157                 | 0.20402        | 0.41811       |
|                                 | <.0001  | <.0001             | <.0001         | <.0001              |              | <.0001         | <.0001                  | 0.002          | <.0001        |
| <b>Baies sauvages</b>           | 0.25547 | 0.36068            | 0.50873        | 0.3375              | 0.29227      | 1              | 0.8508                  | 0.20282        | 0.31109       |
|                                 | <.0001  | <.0001             | <.0001         | <.0001              | <.0001       |                | <.0001                  | 0.0021         | <.0001        |
| <b>Confiture baies sauvages</b> | 0.30932 | 0.52865            | 0.67572        | 0.41865             | 0.36157      | 0.8508         | 1                       | 0.26564        | 0.30357       |
|                                 | <.0001  | <.0001             | <.0001         | <.0001              | <.0001       | <.0001         |                         | <.0001         | <.0001        |
| <b>Graisse d'ours</b>           | 0.38736 | 0.30206            | 0.39093        | 0.58063             | 0.20402      | 0.20282        | 0.26564                 | 1              | 0.26274       |
|                                 | <.0001  | <.0001             | <.0001         | <.0001              | 0.002        | 0.0021         | <.0001                  |                | <.0001        |
| <b>Graisse d'oie</b>            | 0.54133 | 0.17251            | 0.15808        | 0.40022             | 0.41811      | 0.31109        | 0.30357                 | 0.26274        | 1             |
|                                 | <.0001  | 0.0091             | 0.0169         | <.0001              | <.0001       | <.0001         | <.0001                  | <.0001         |               |

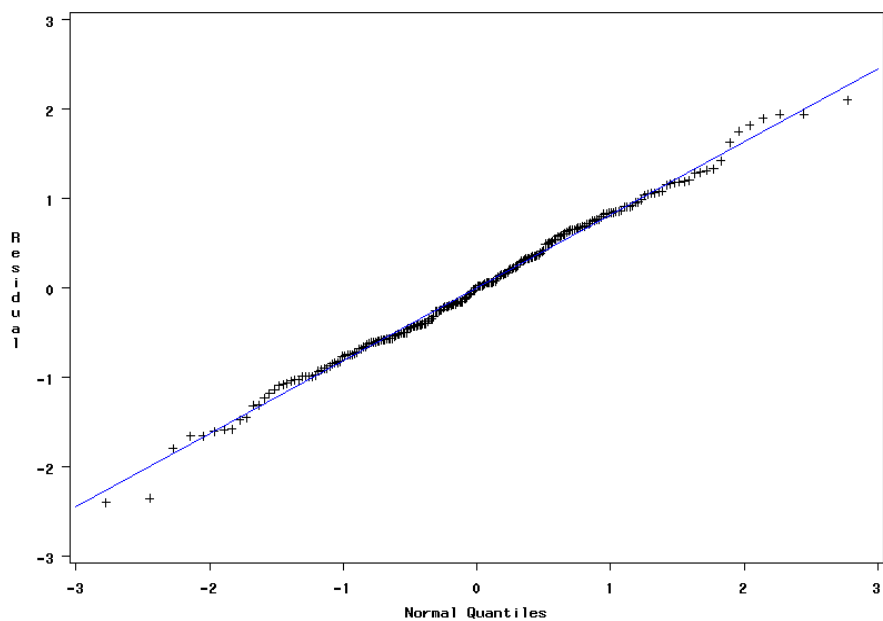


## Annexe 4: Diagrammes Quantile-Quantile de la modélisation des concentrations des organochlorés (LD/2 et imputation multiple)

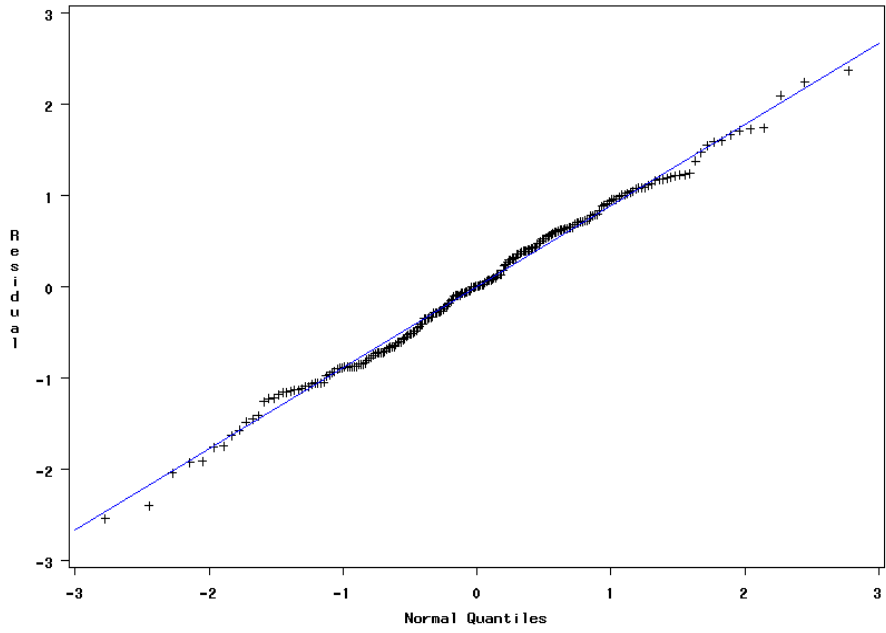
logcong99 (DL/2)



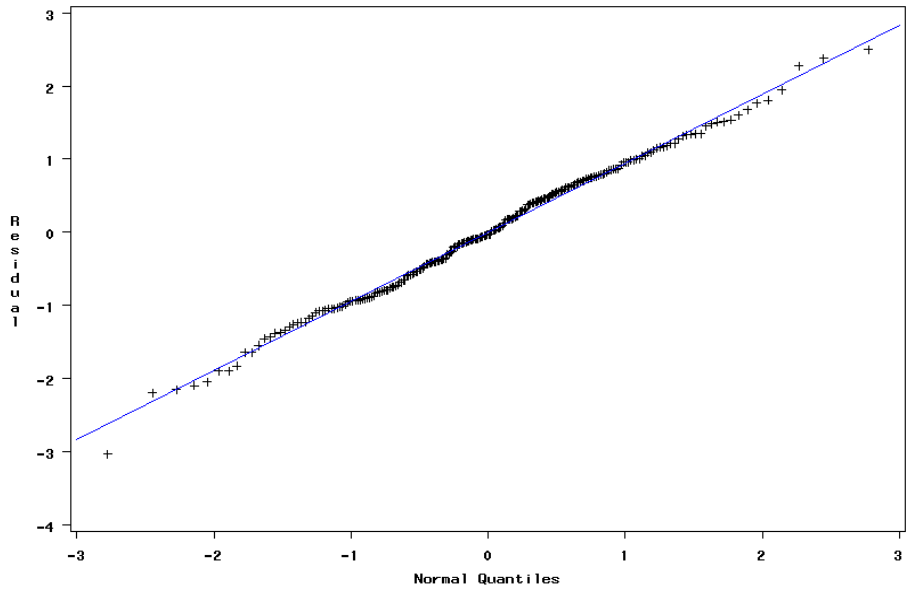
logcong118 (DL/2)



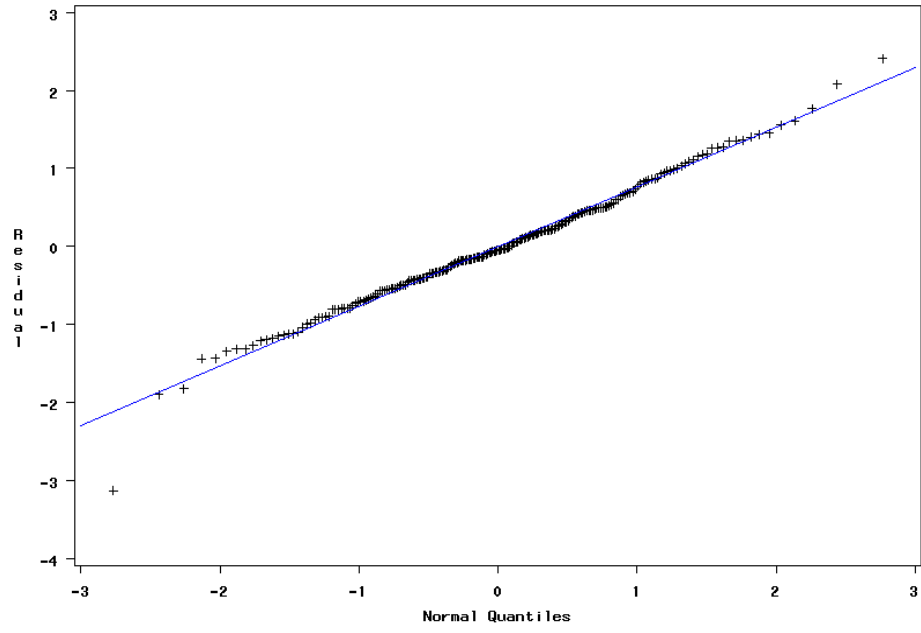
logcong138 (DL/2)



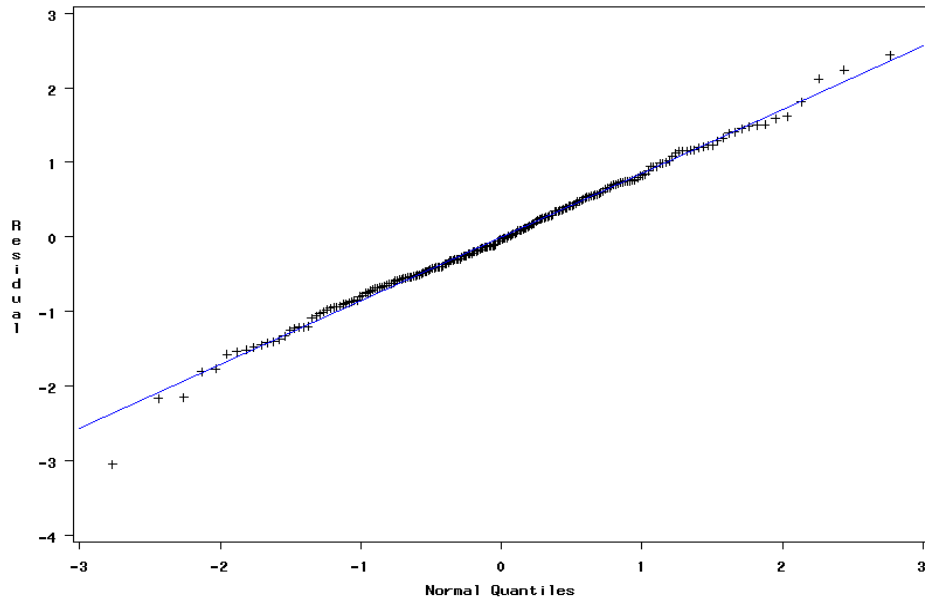
logcong153 (DL/2)



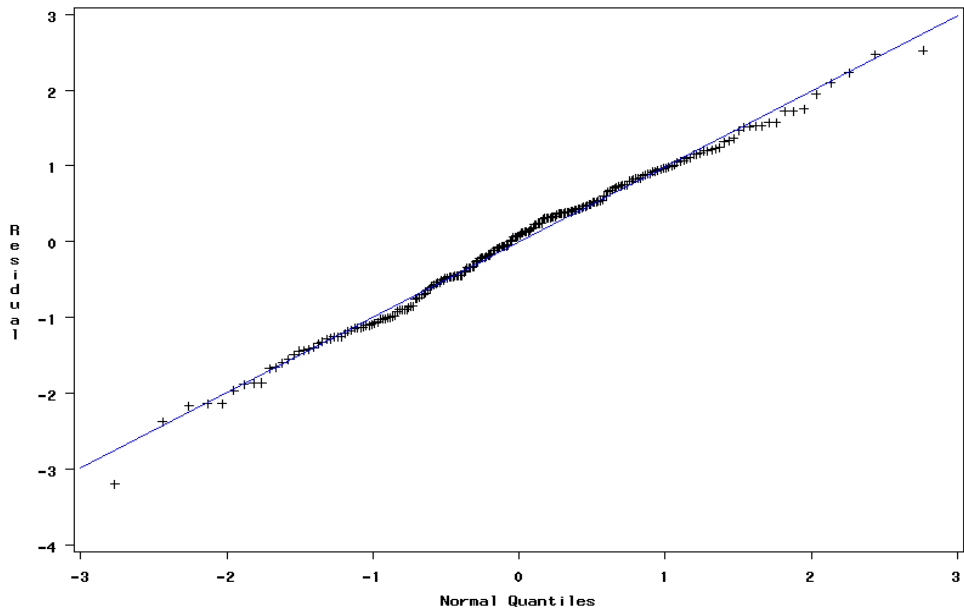
logcong156 (DL/2)



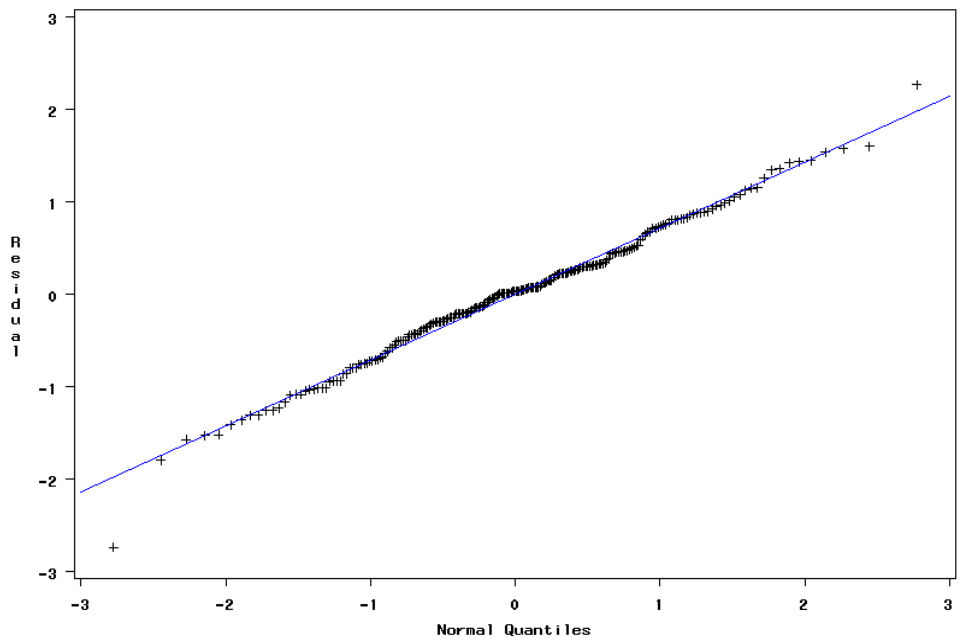
logcong170 (DL/2)



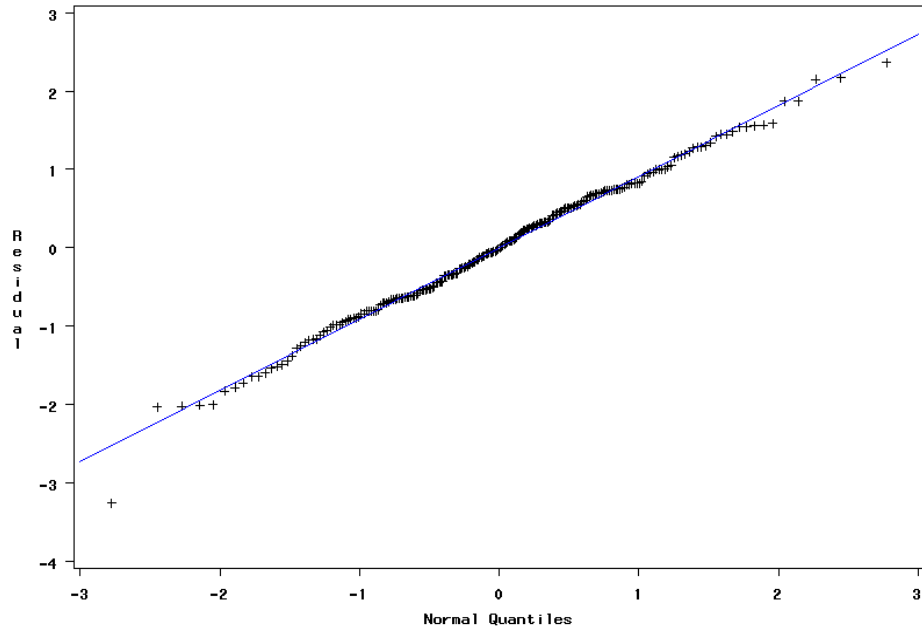
logcong180 (DL/2)



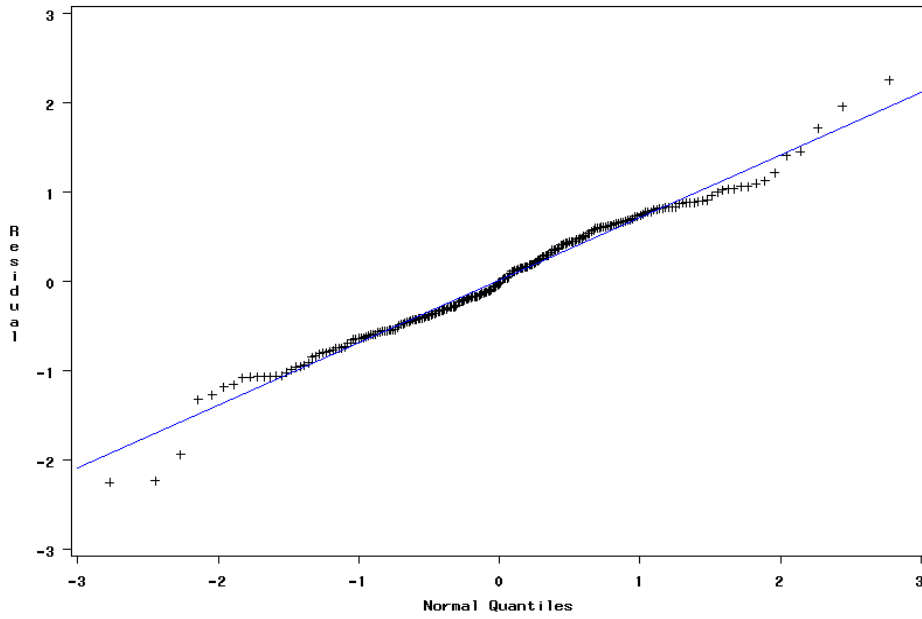
logcong183 (DL/2)



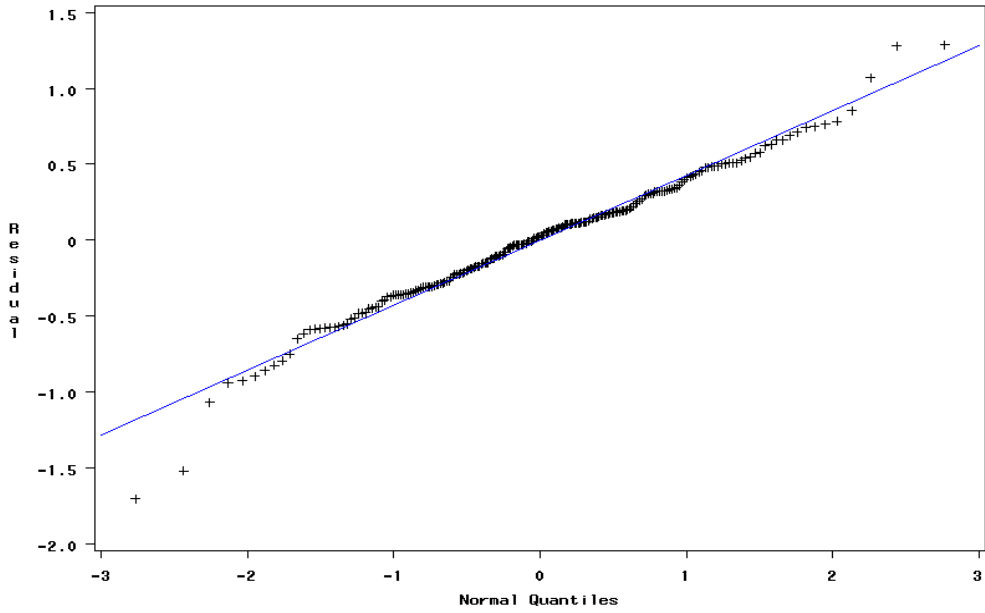
logcong187 (DL/2)



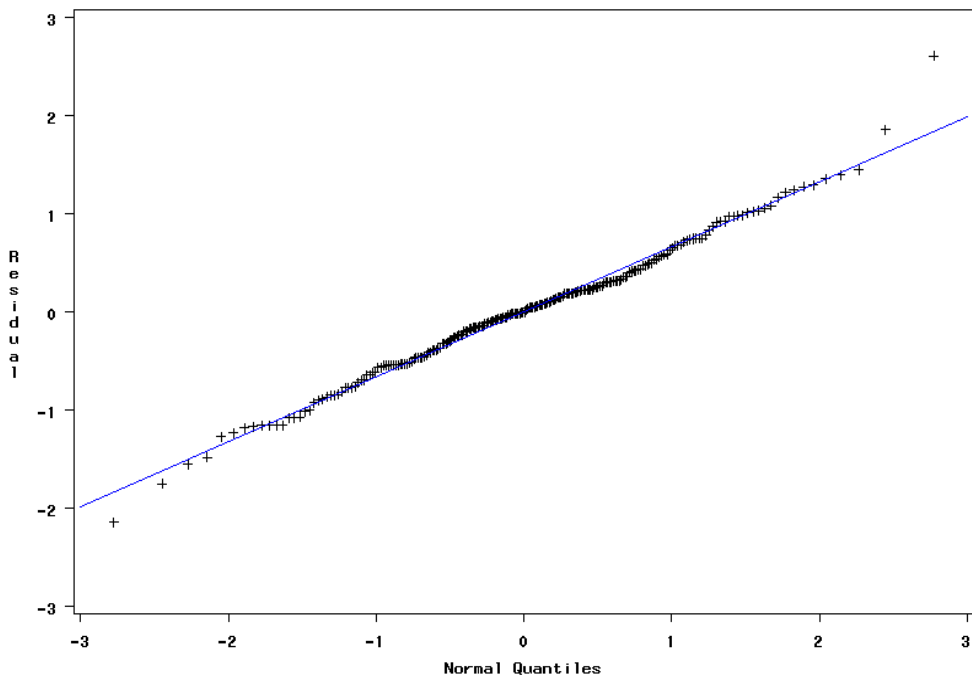
logpp\_dde (DL/2)



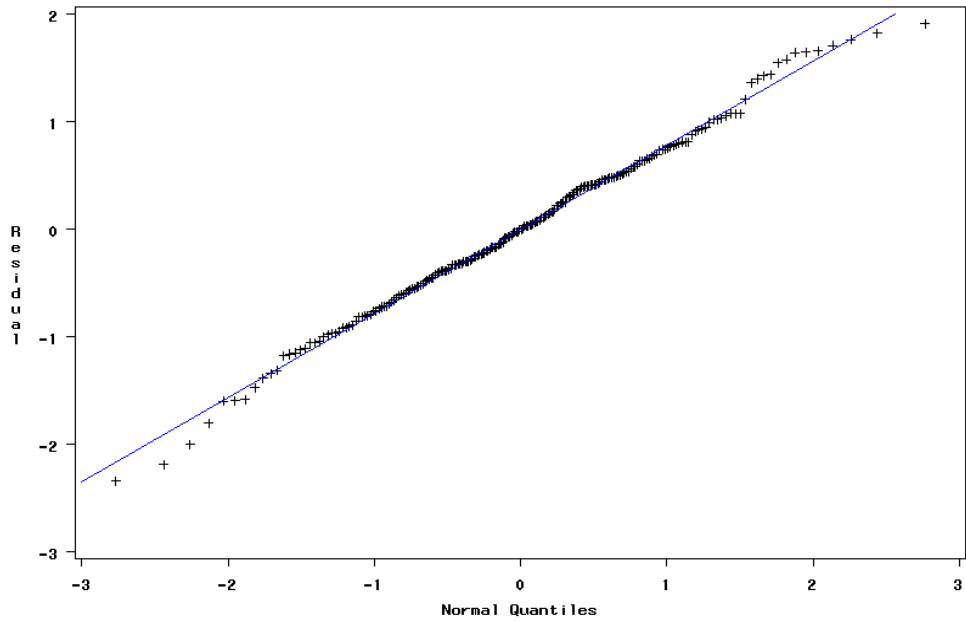
loghexa\_chlor (DL/2)



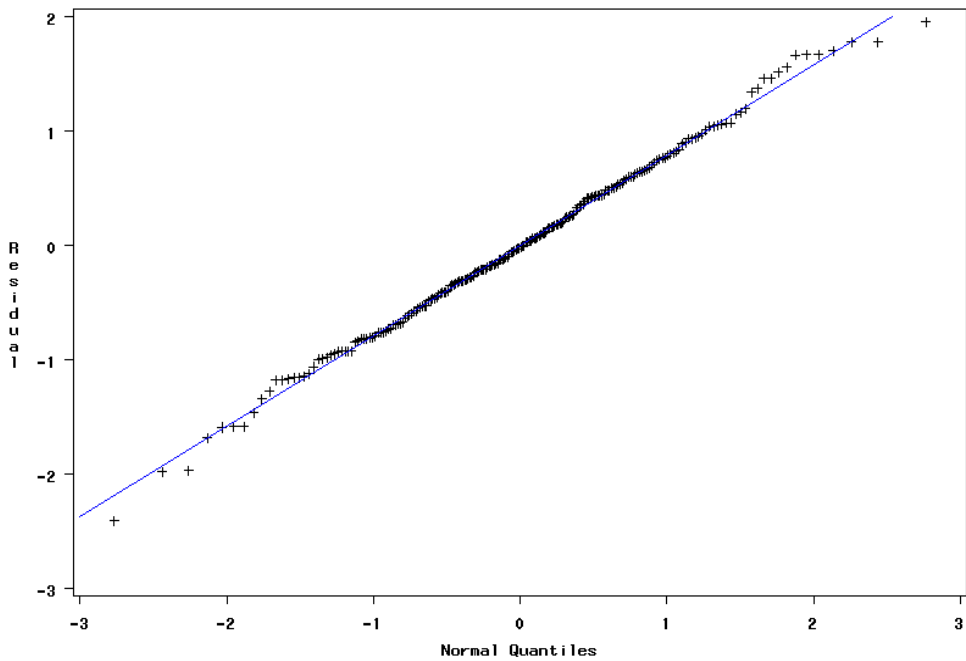
logtrans\_nonachl (DL/2)



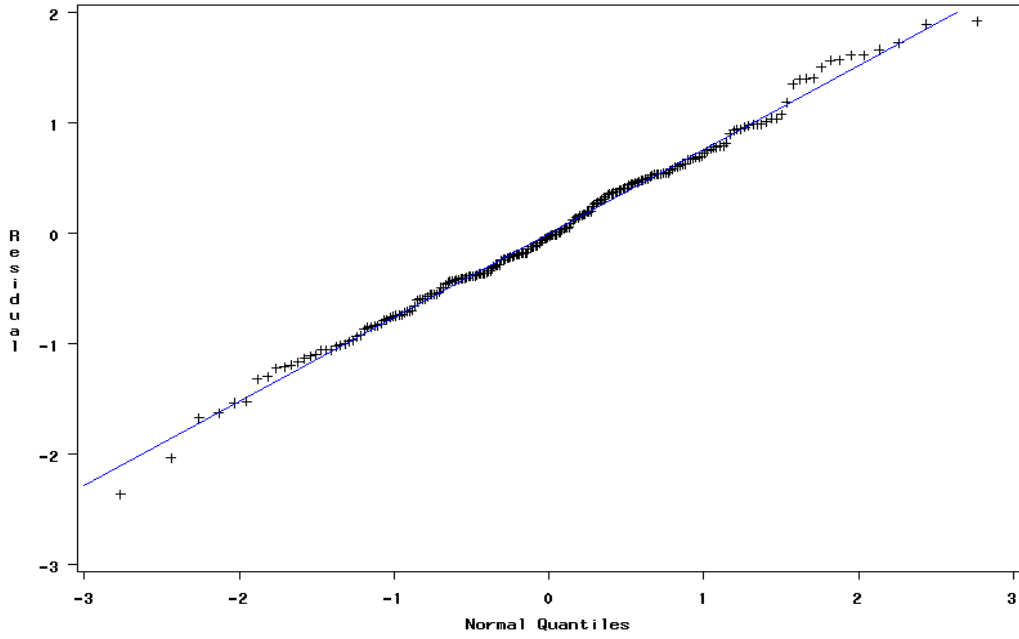
logcong99 (MI)  
Imputation Number=1



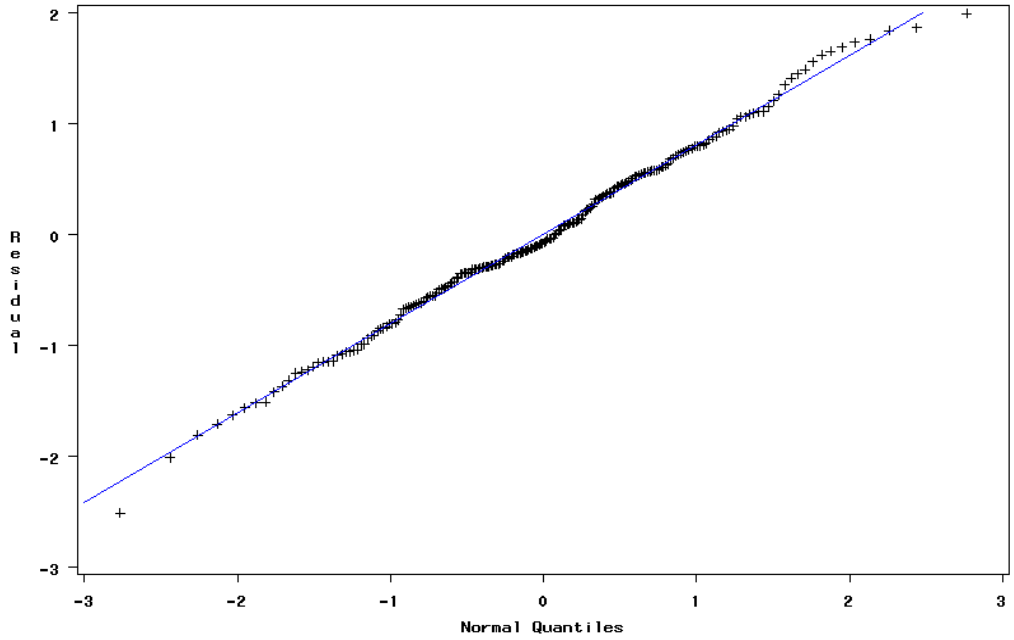
logcong99 (MI)  
Imputation Number=2



logcong99 (MI)  
Imputation Number=3

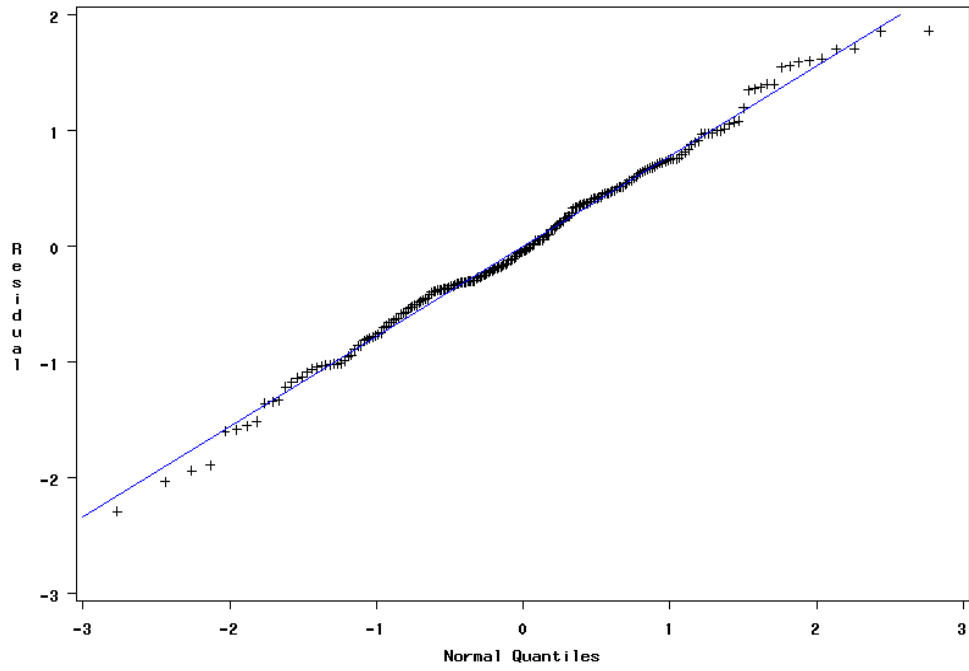


logcong99 (MI)  
Imputation Number=4

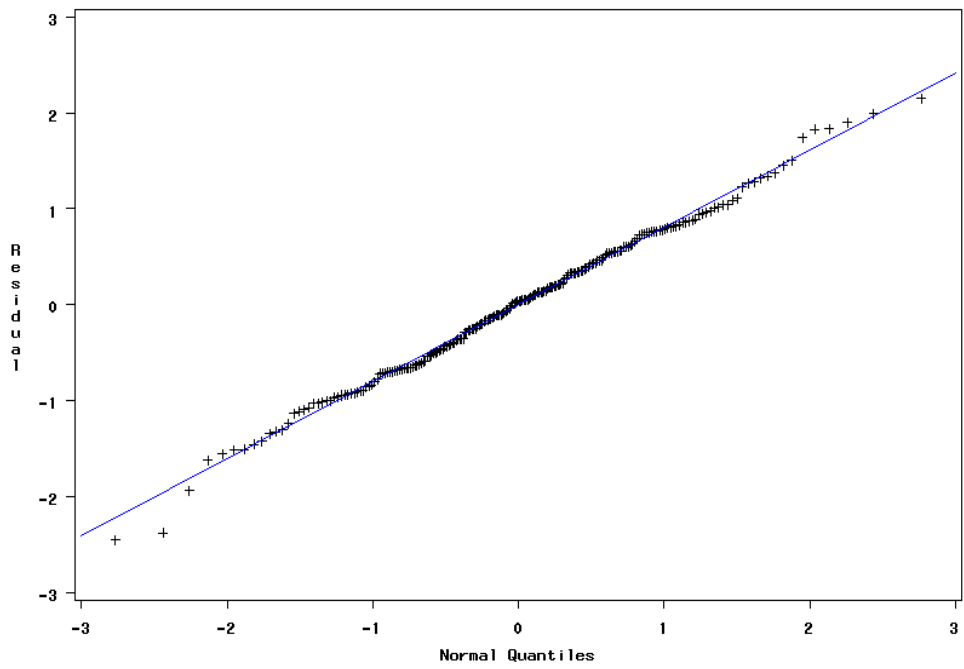




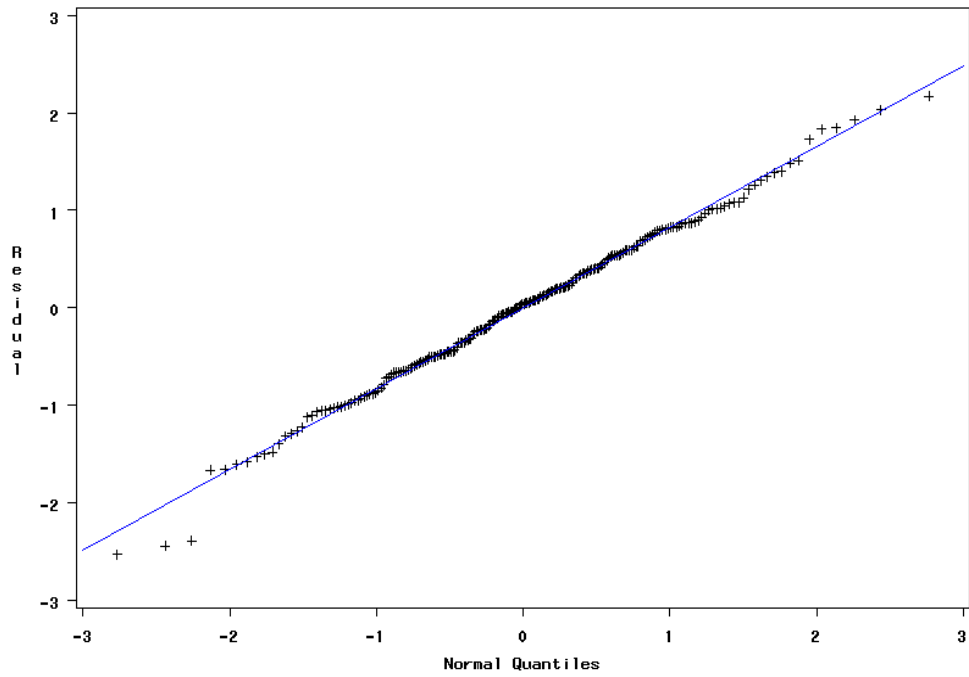
logcong99 (MI)  
Imputation Number=5



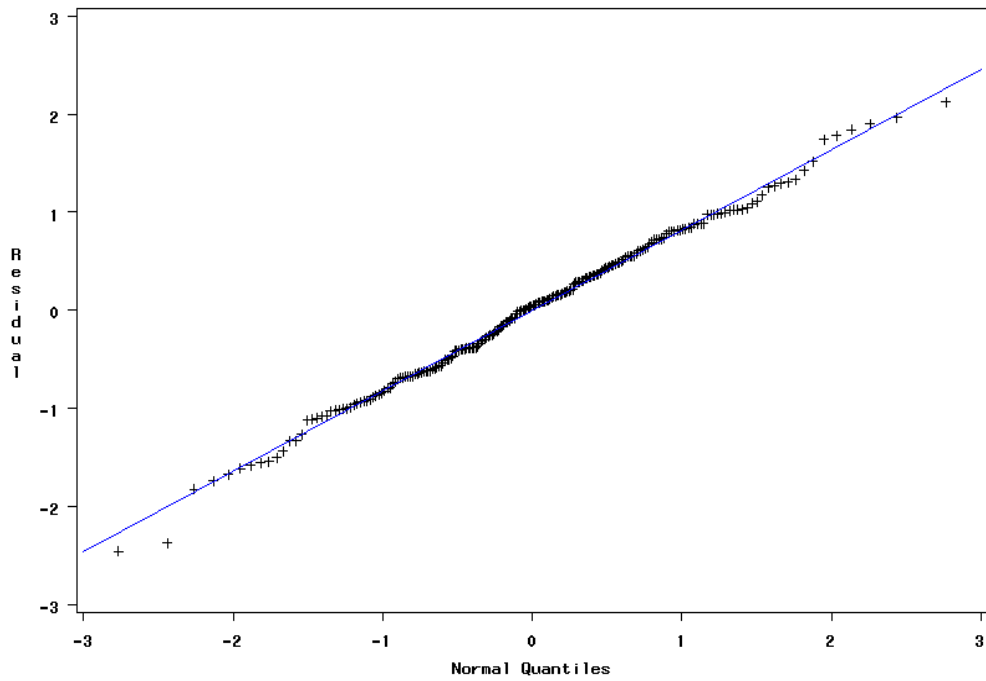
logcong118 (MI)  
Imputation Number=1



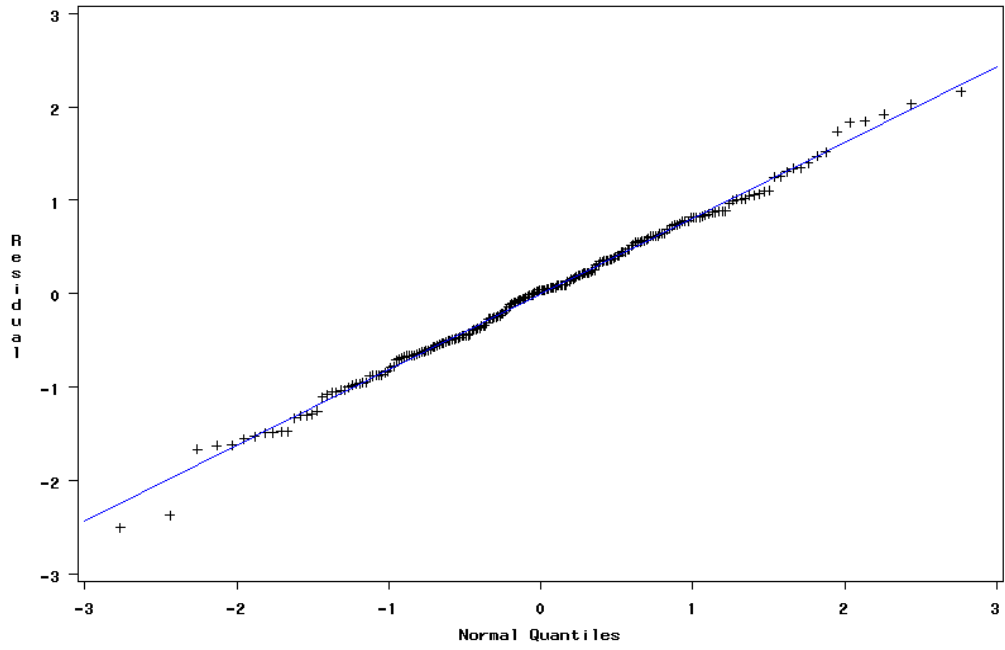
logcong118 (MI)  
Imputation Number=2



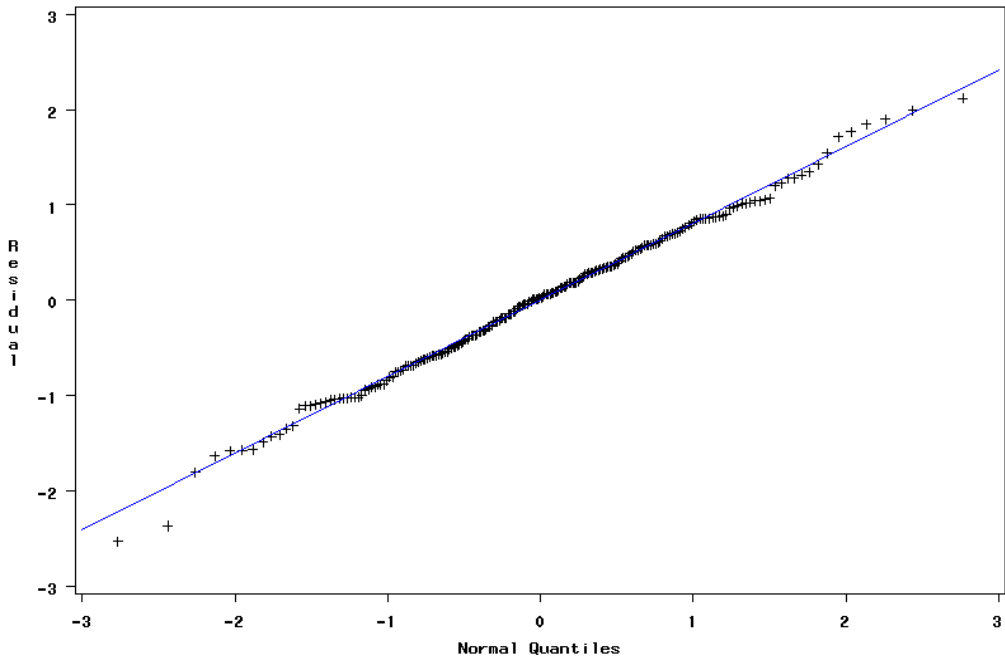
logcong118 (MI)  
Imputation Number=3



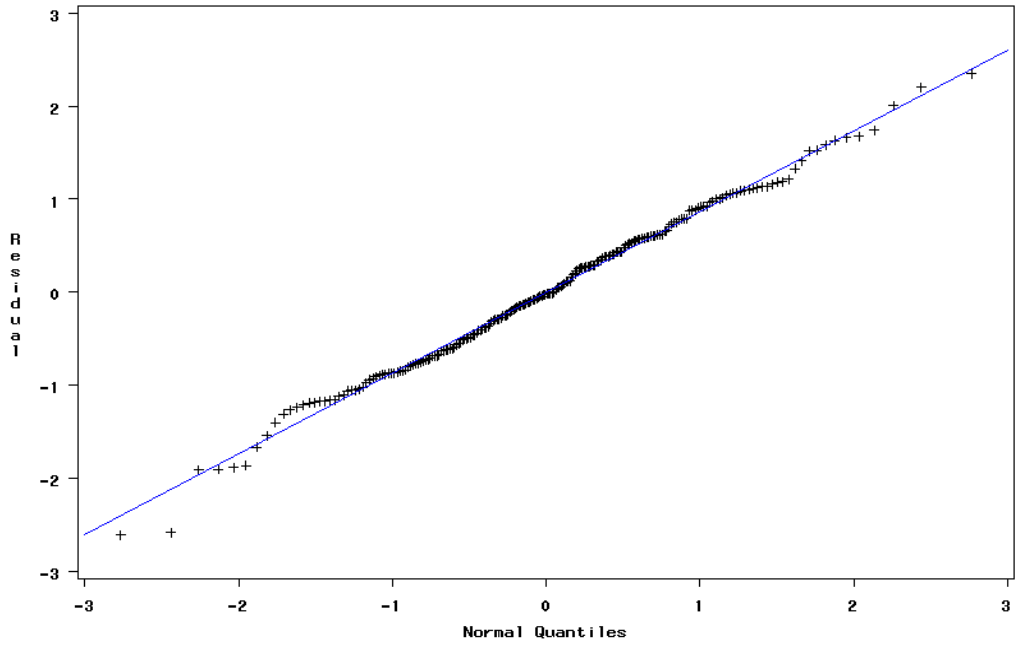
logcong118 (MI)  
Imputation Number=4



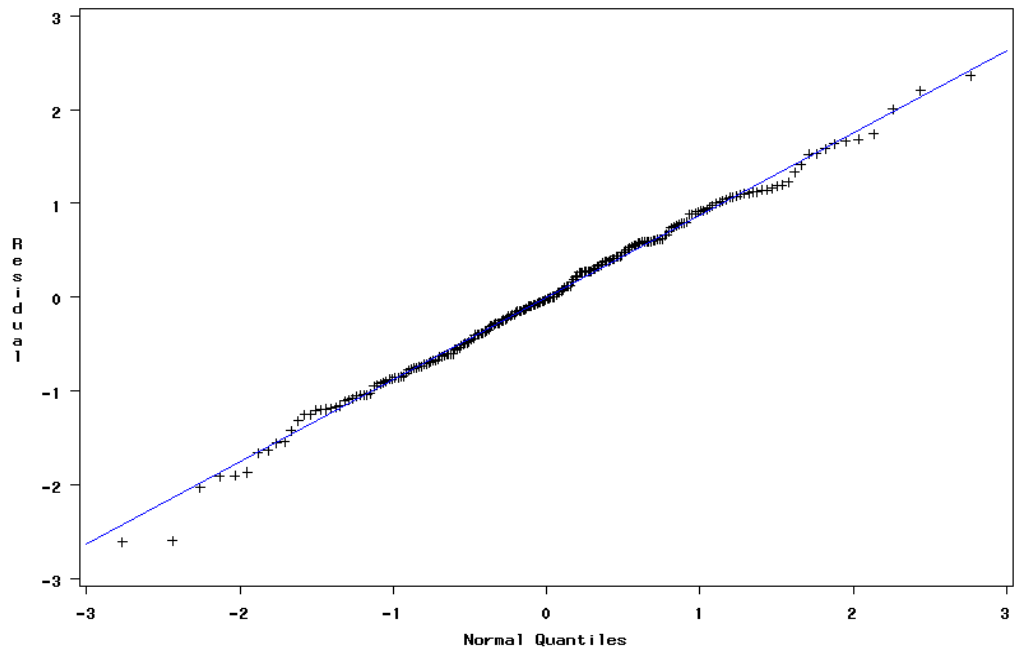
logcong118 (MI)  
Imputation Number=5



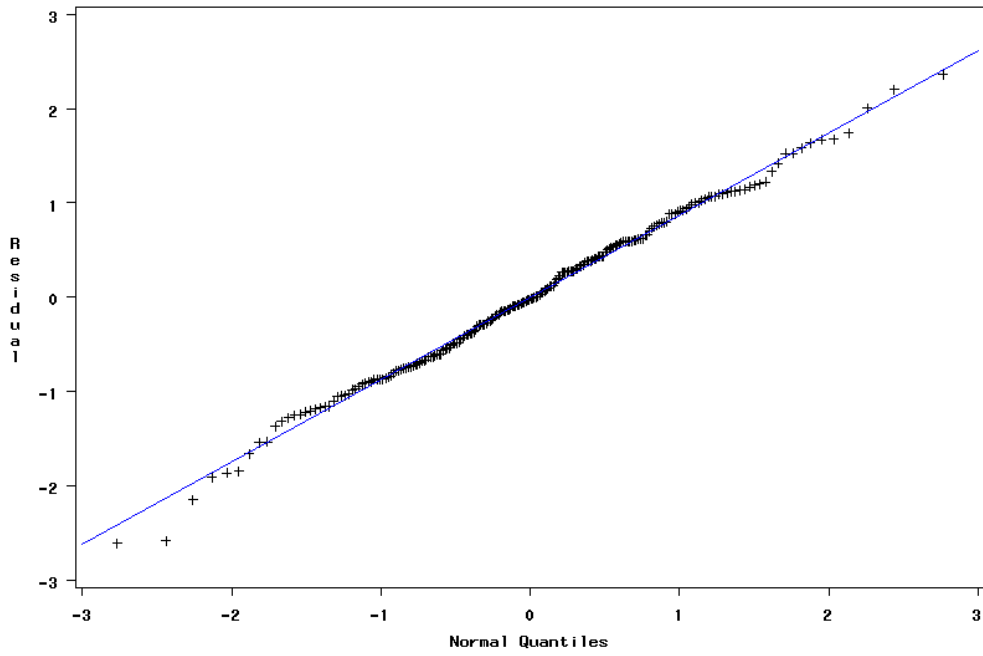
logcong138 (MI)  
Imputation Number=1



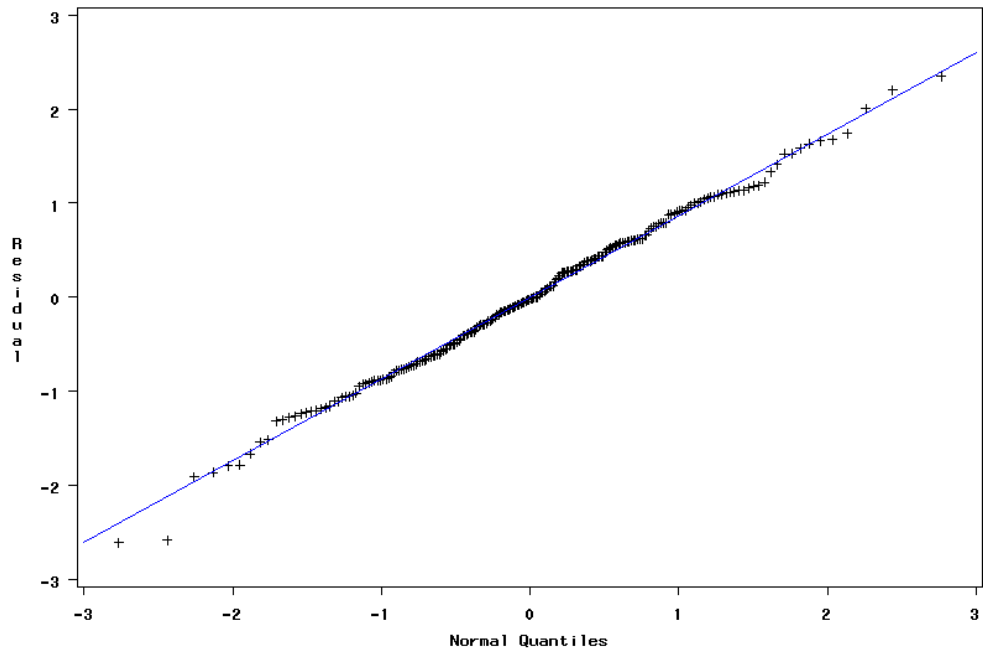
logcong138 (MI)  
Imputation Number=2



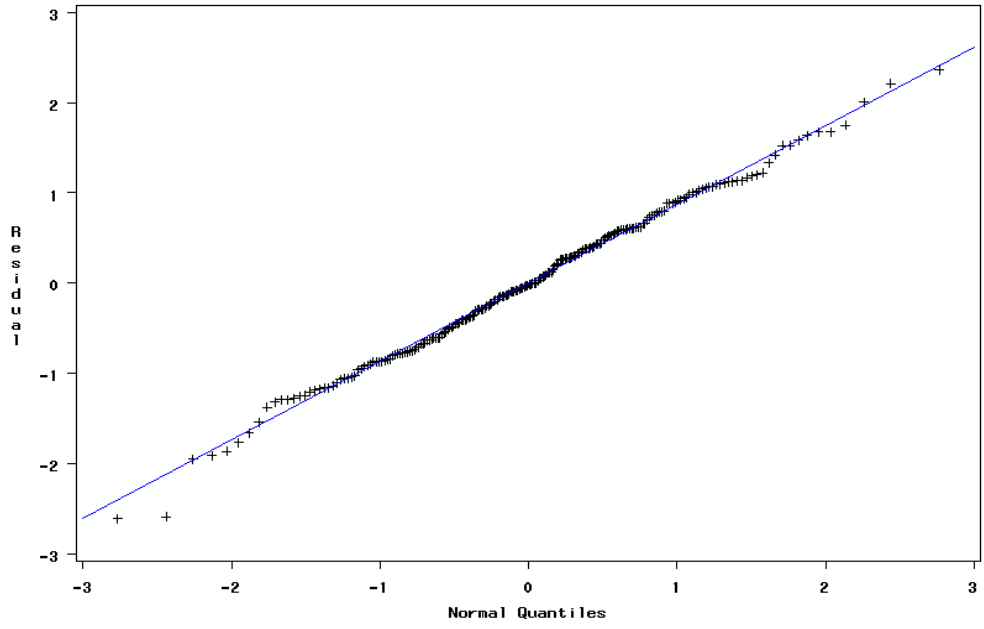
logcong138 (MI)  
Imputation Number=3



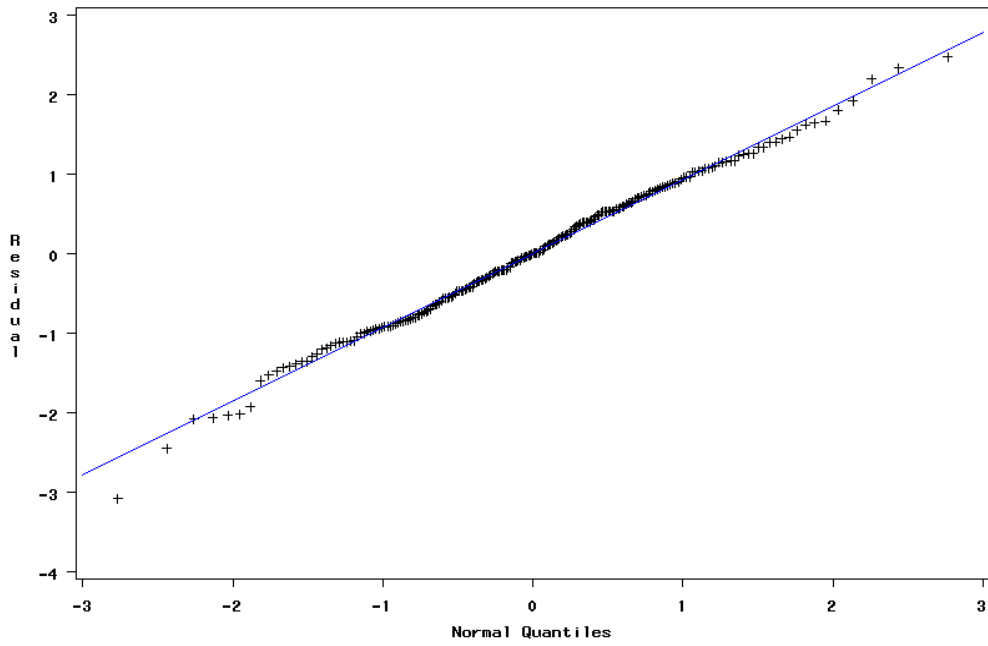
logcong138 (MI)  
Imputation Number=4



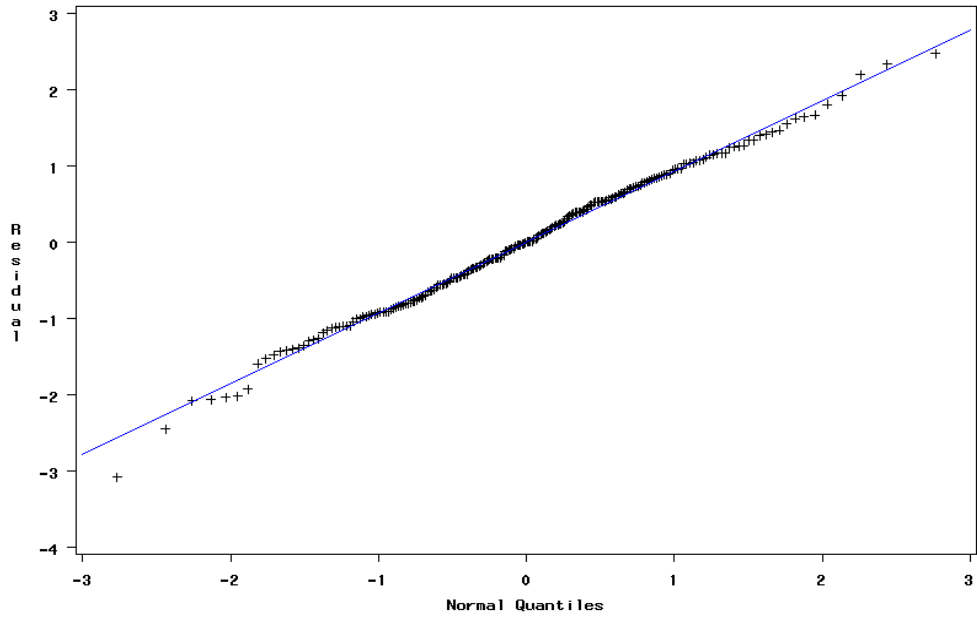
logcong138 (MI)  
Imputation Number=5



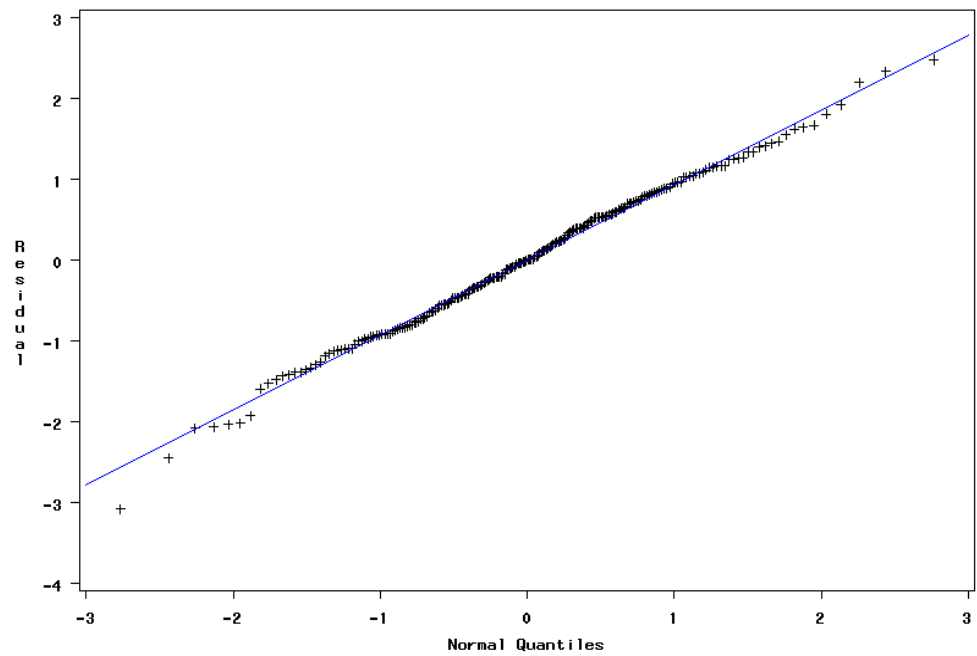
logcong153 (MI)  
Imputation Number=1



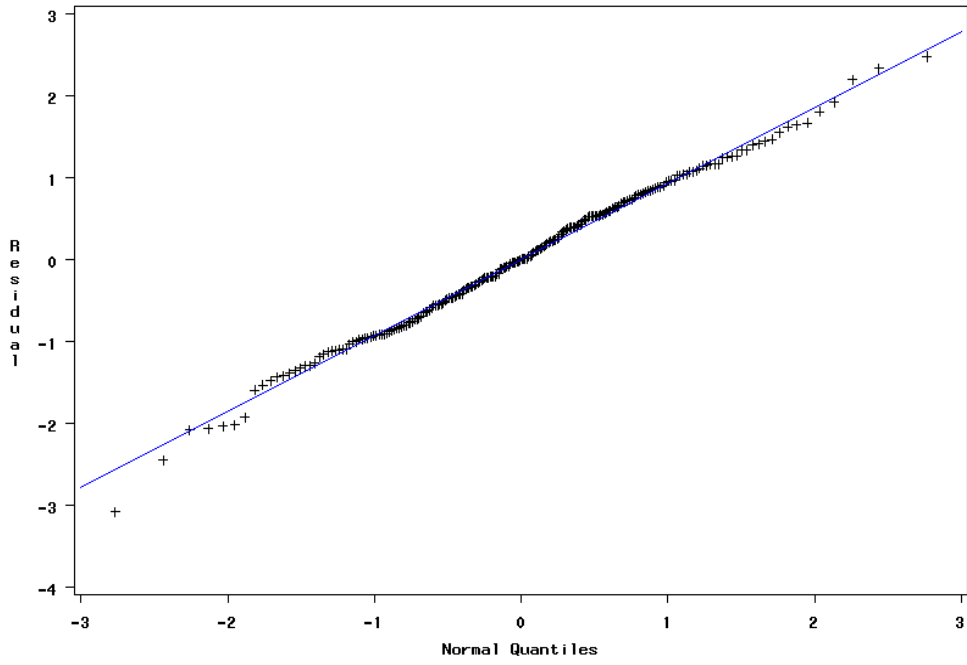
logcong153 (MI)  
Imputation Number=2



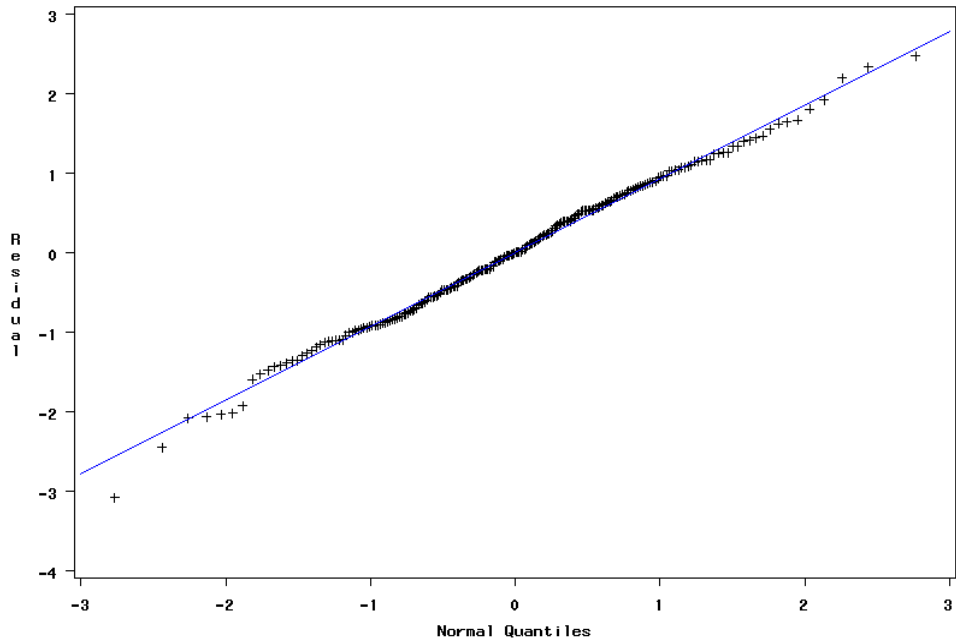
logcong153 (MI)  
Imputation Number=3



logcong153 (MI)  
Imputation Number=4

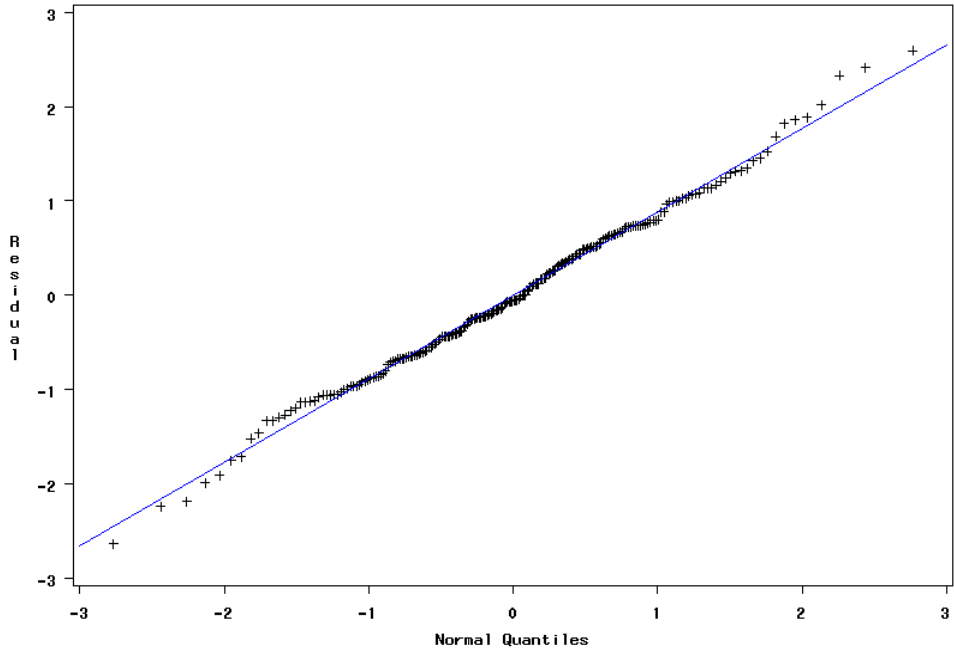


logcong153 (MI)  
Imputation Number=5

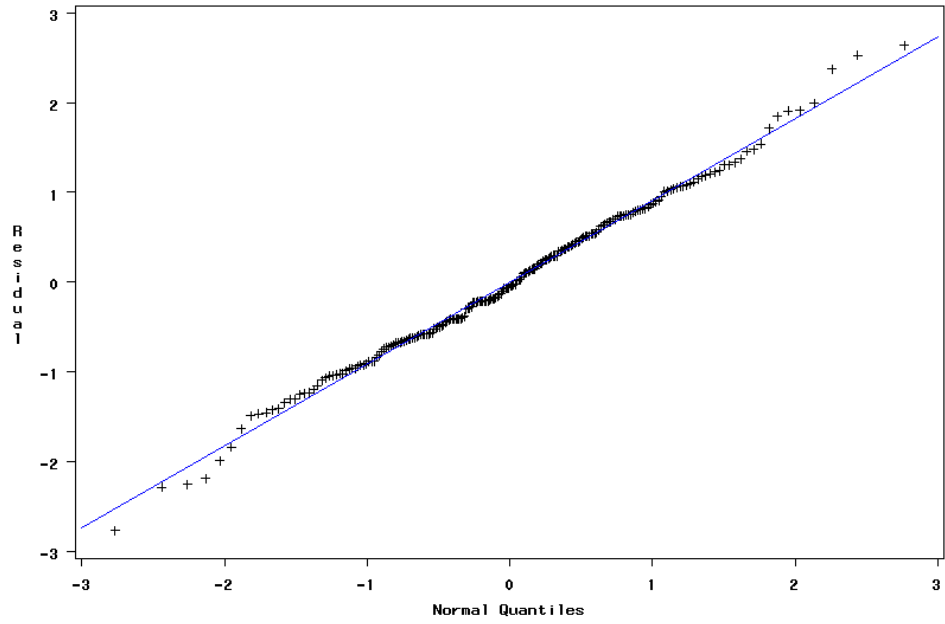




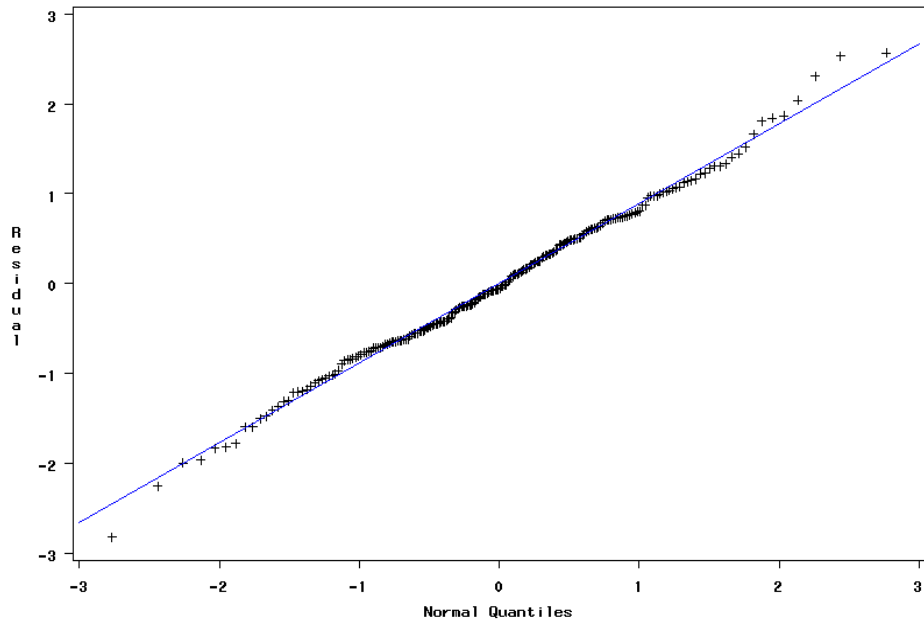
logcong156 (MI)  
Imputation Number=1



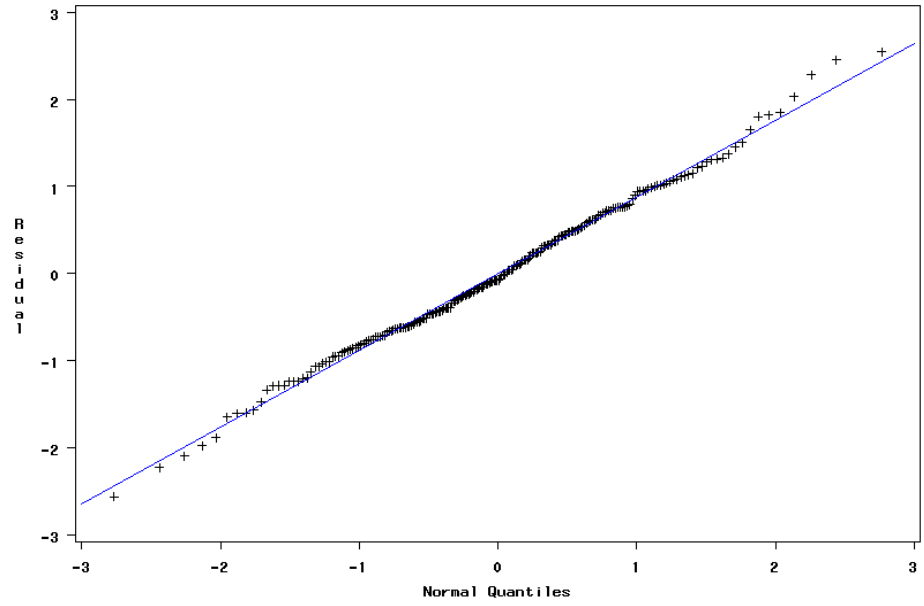
logcong156 (MI)  
Imputation Number=2



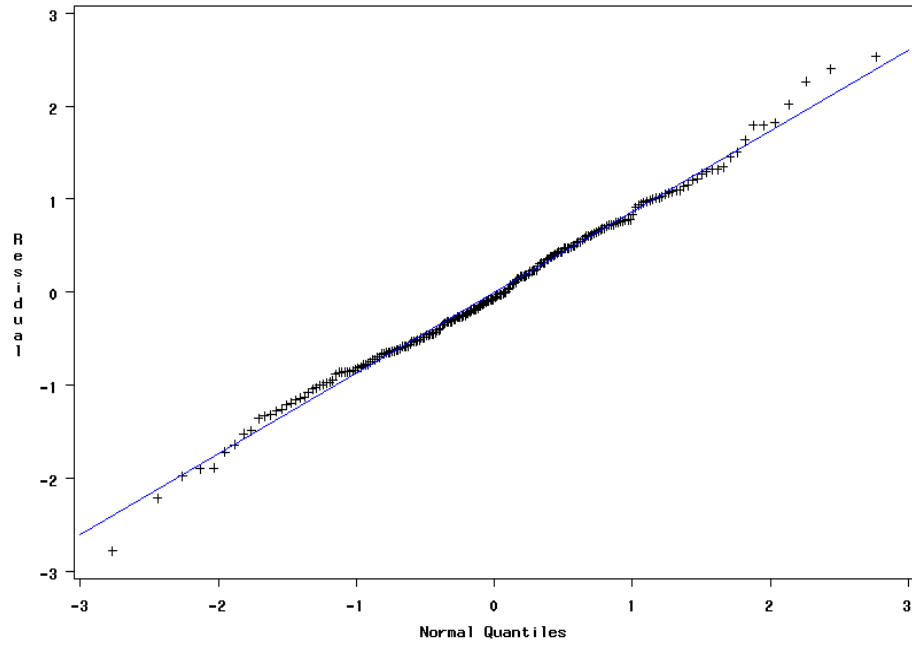
logcong156 (MI)  
Imputation Number=3



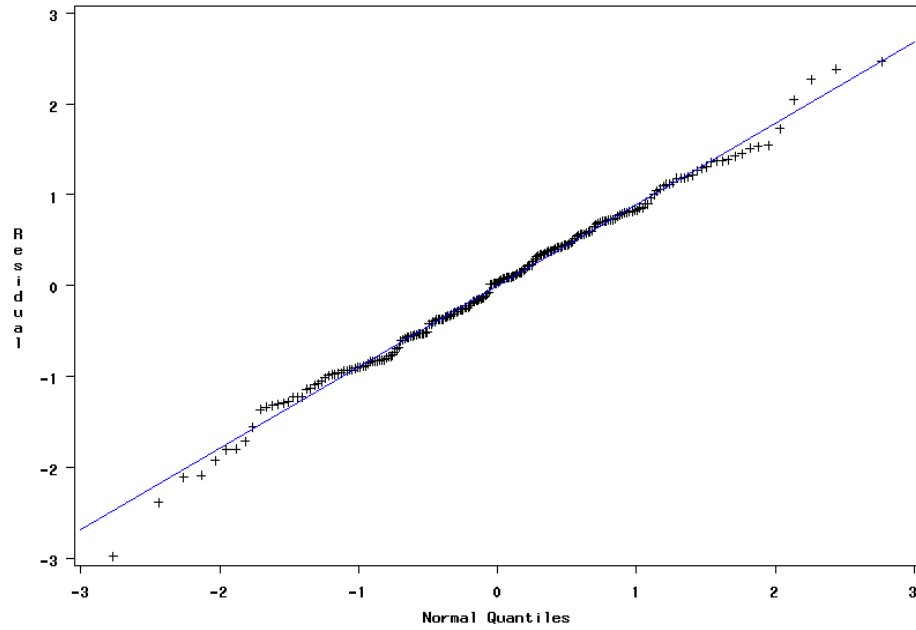
logcong156 (MI)  
Imputation Number=4



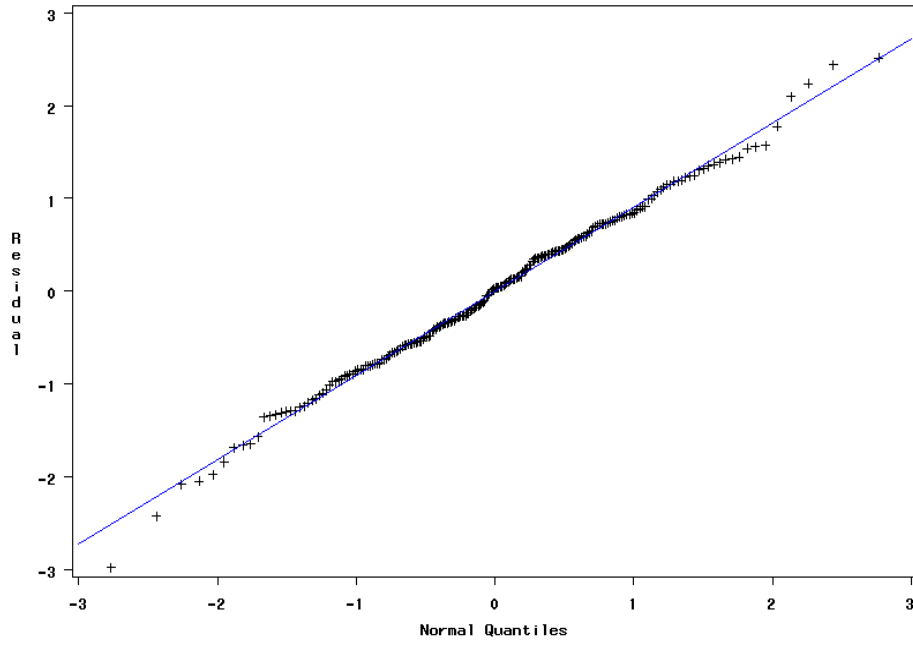
logcong156 (MI)  
Imputation Number=5



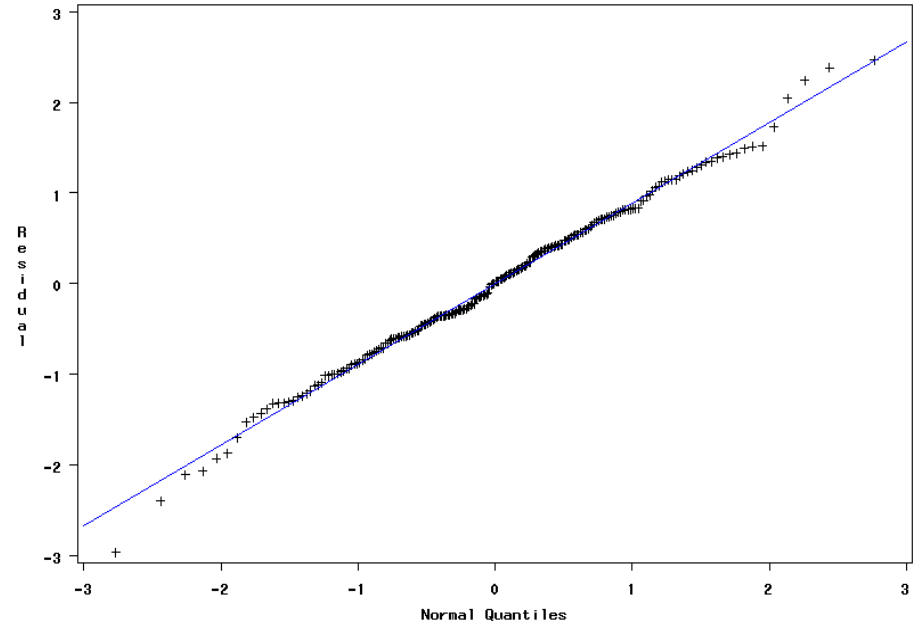
logcong170 (MI)  
Imputation Number=1



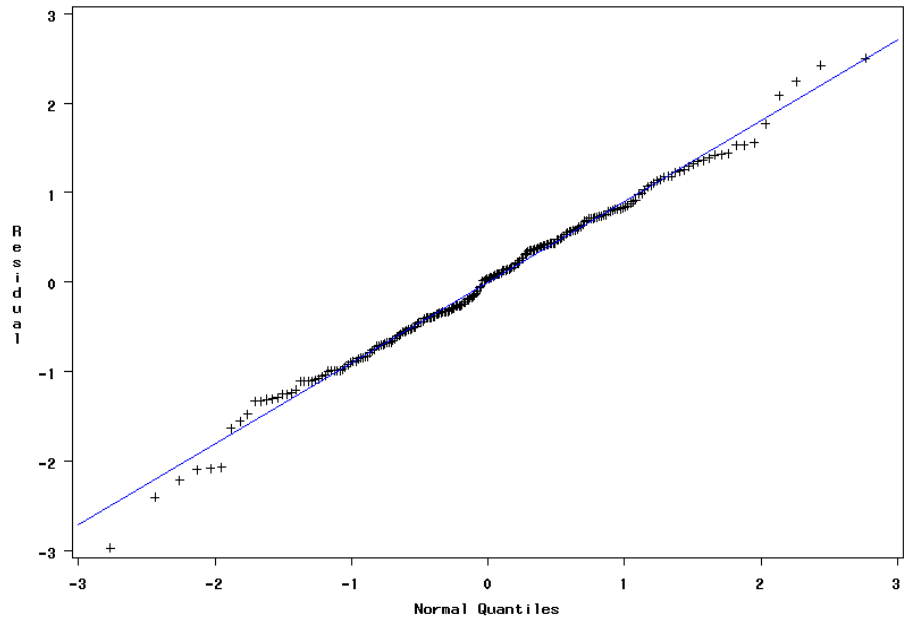
logcong170 (MI)  
Imputation Number=2



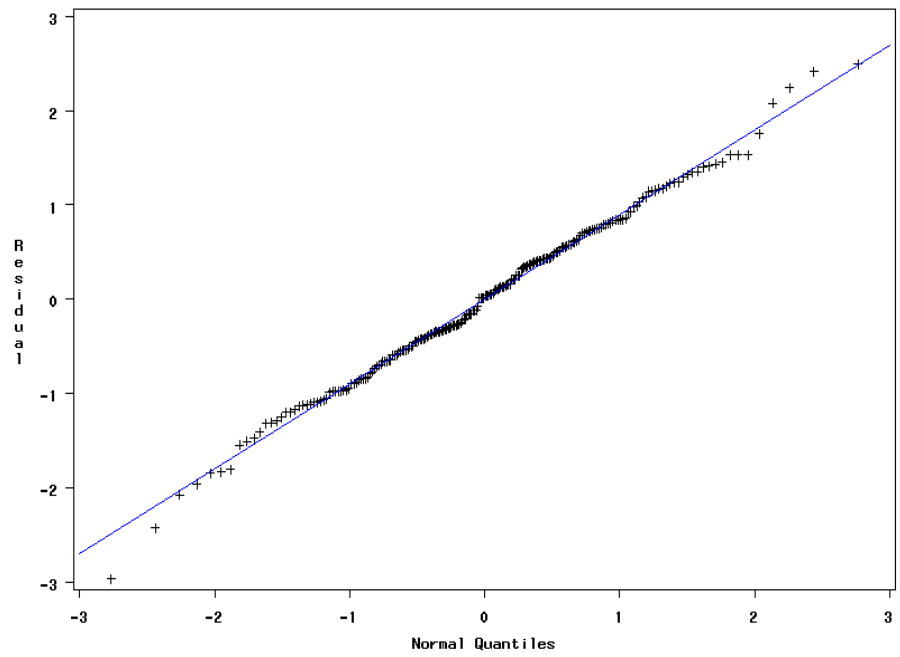
logcong170 (MI)  
Imputation Number=3



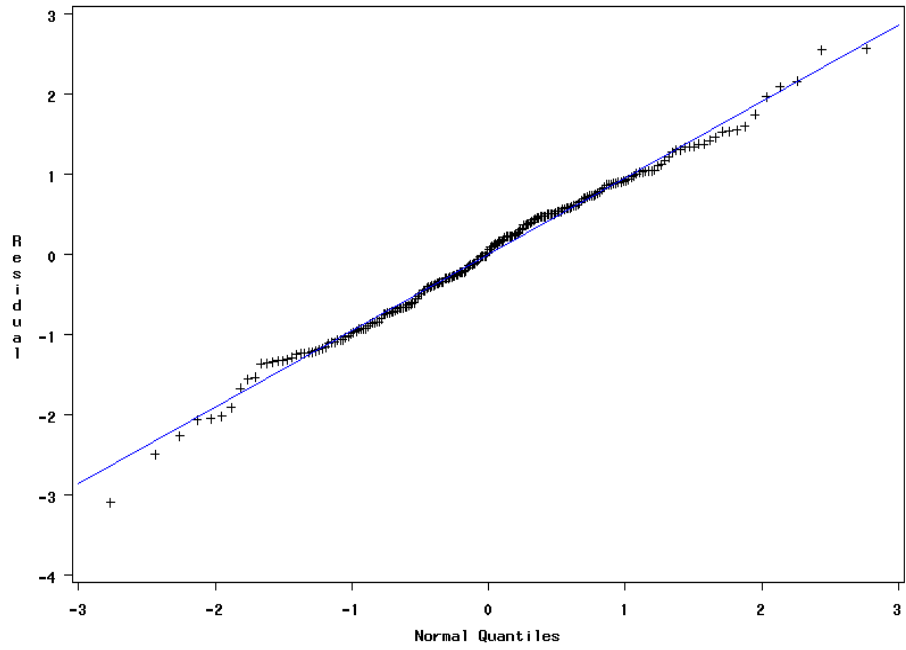
logcong170 (MI)  
Imputation Number=4



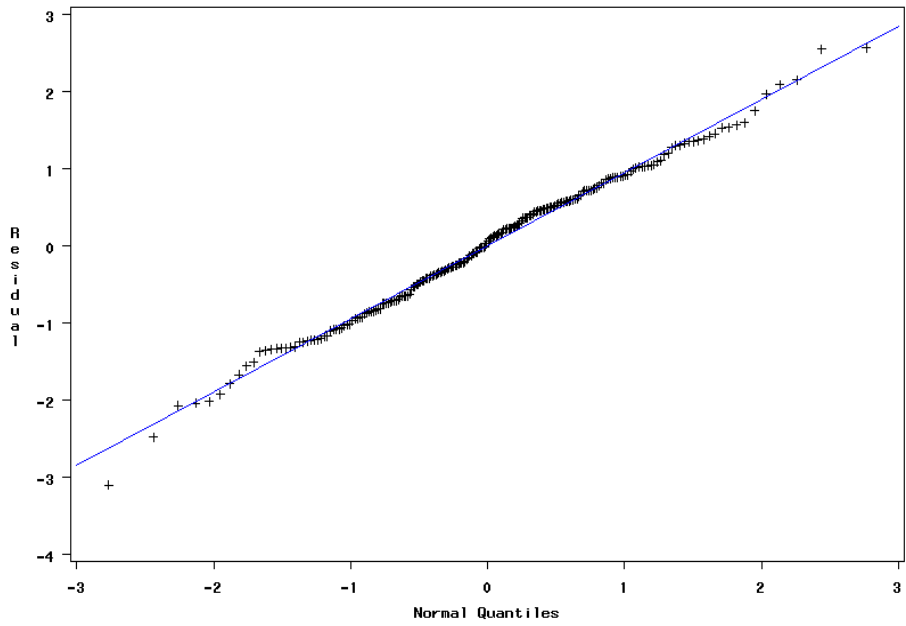
logcong170 (MI)  
Imputation Number=5



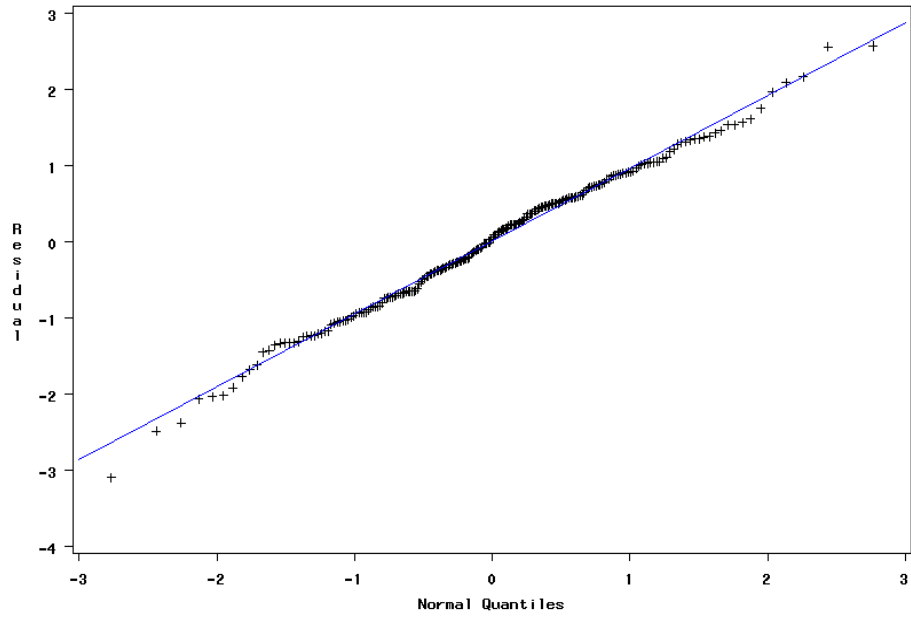
logcong180 (MI)  
Imputation Number=1



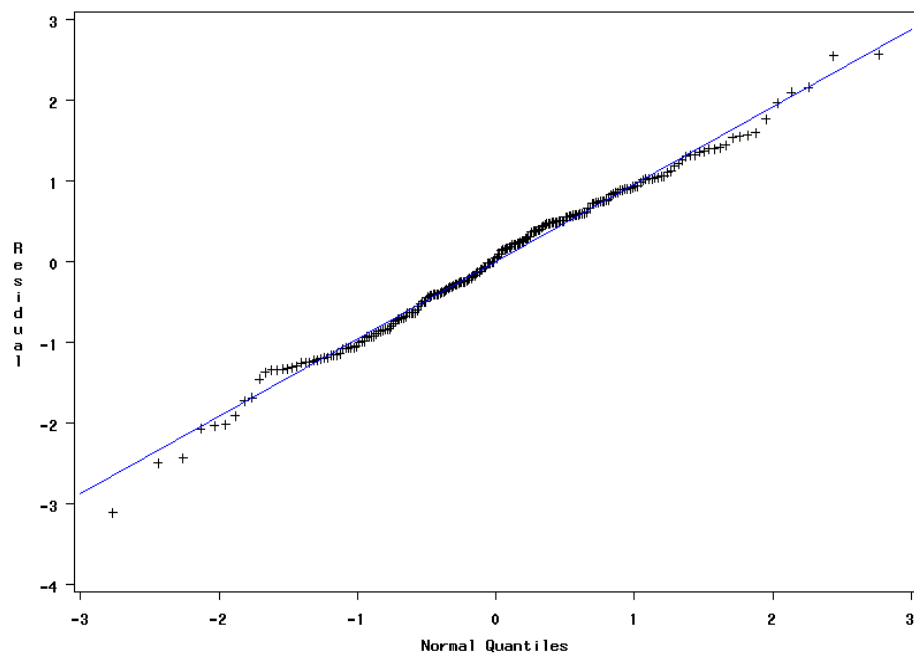
logcong180 (MI)  
Imputation Number=2



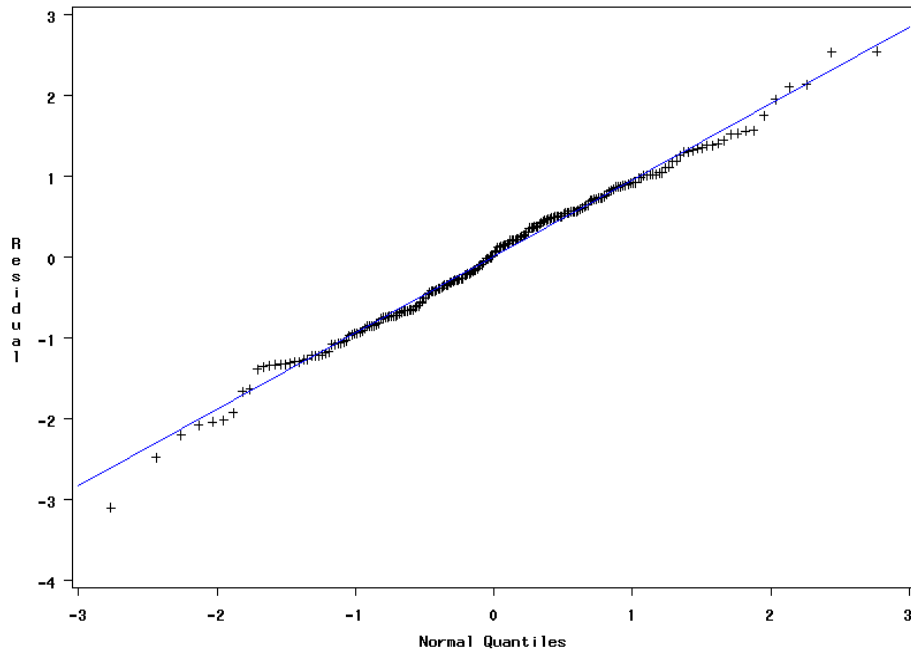
logcong180 (MI)  
Imputation Number=3



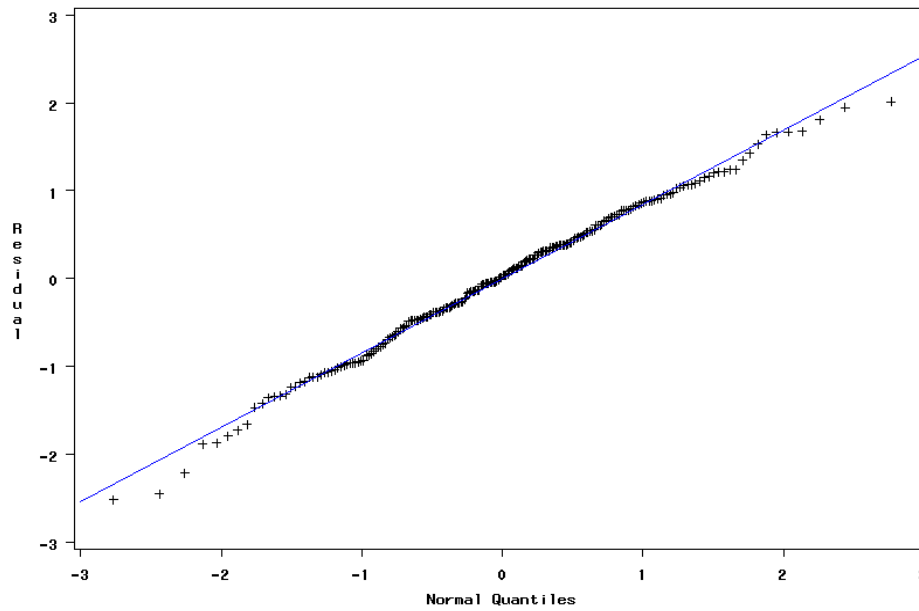
logcong180 (MI)  
Imputation Number=4



logcong180 (MI)  
Imputation Number=5

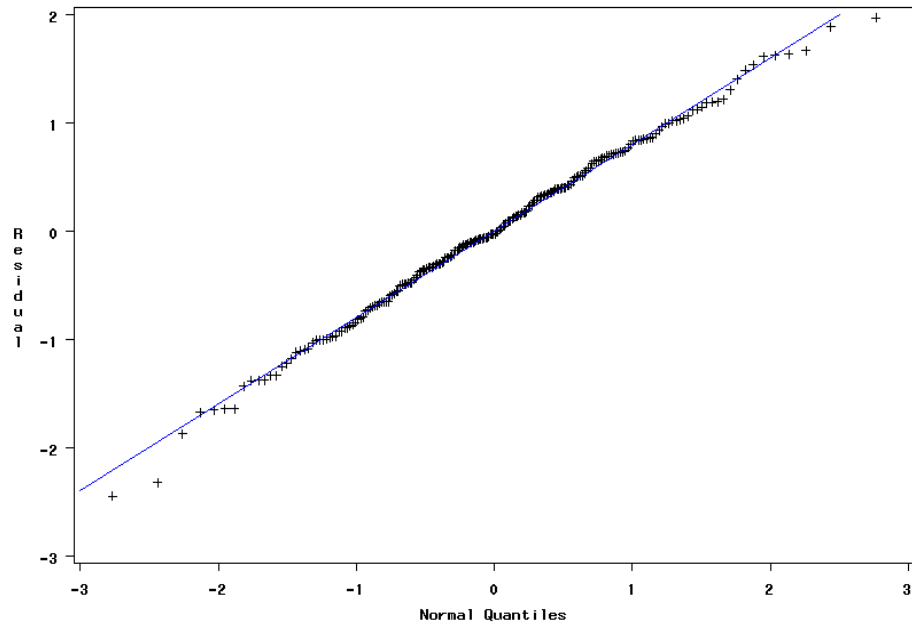


logcong183 (MI)  
Imputation Number=1

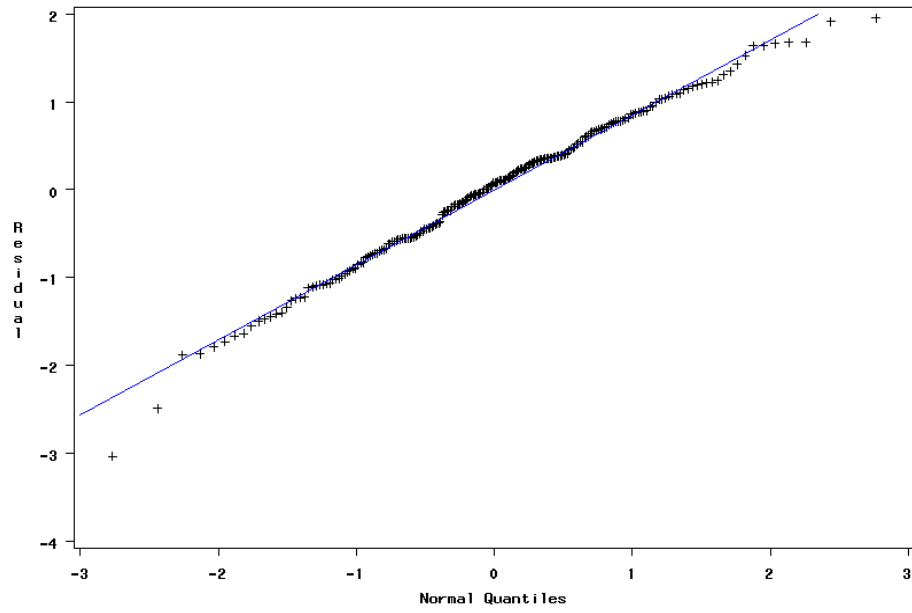




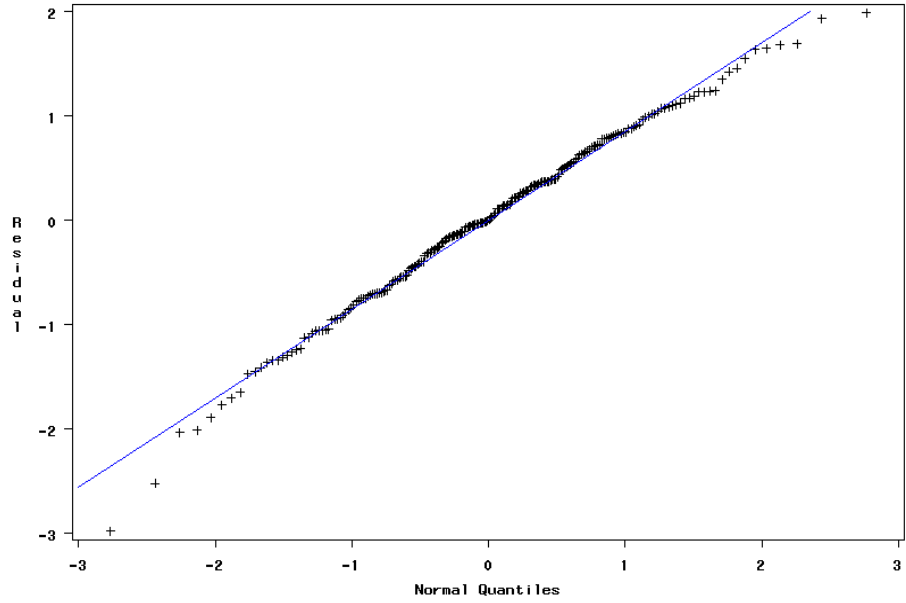
logcong183 (MI)  
Imputation Number=2



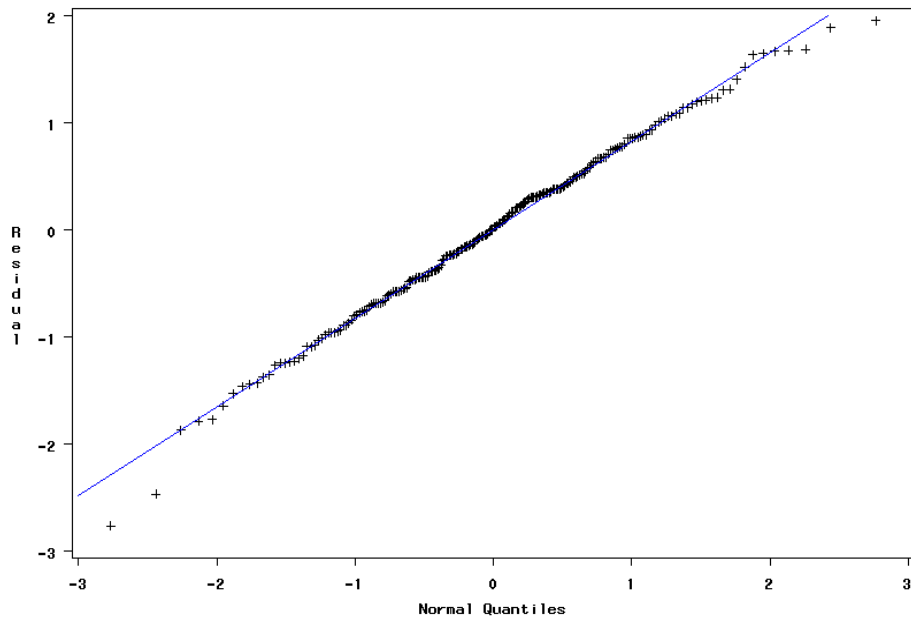
logcong183 (MI)  
Imputation Number=3



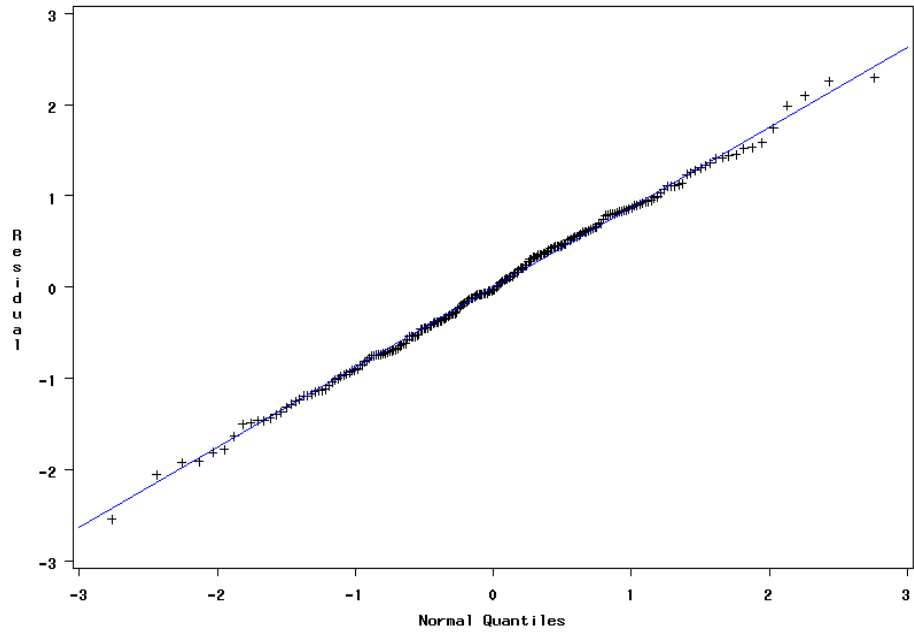
logcong183 (MI)  
Imputation Number=4



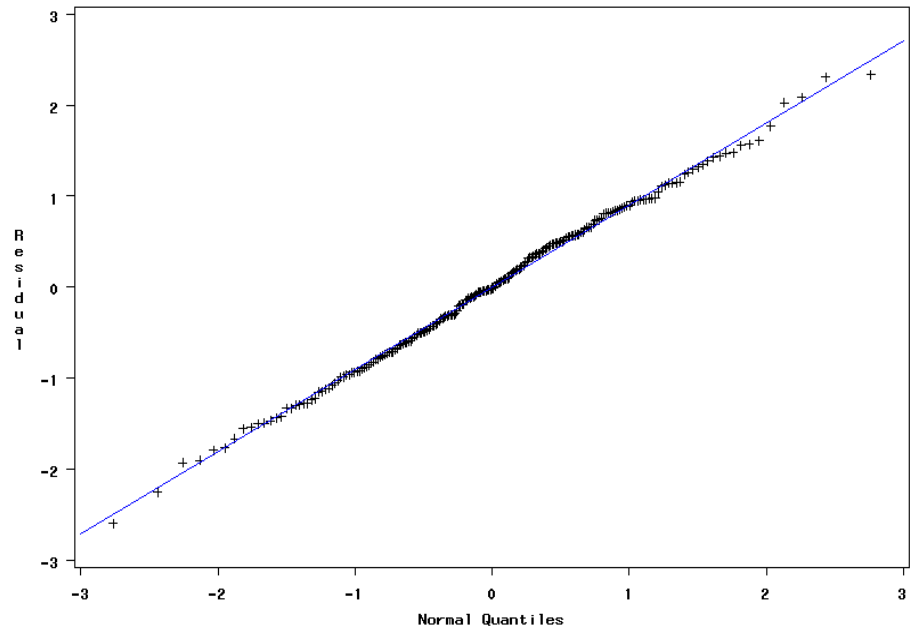
logcong183 (MI)  
Imputation Number=5



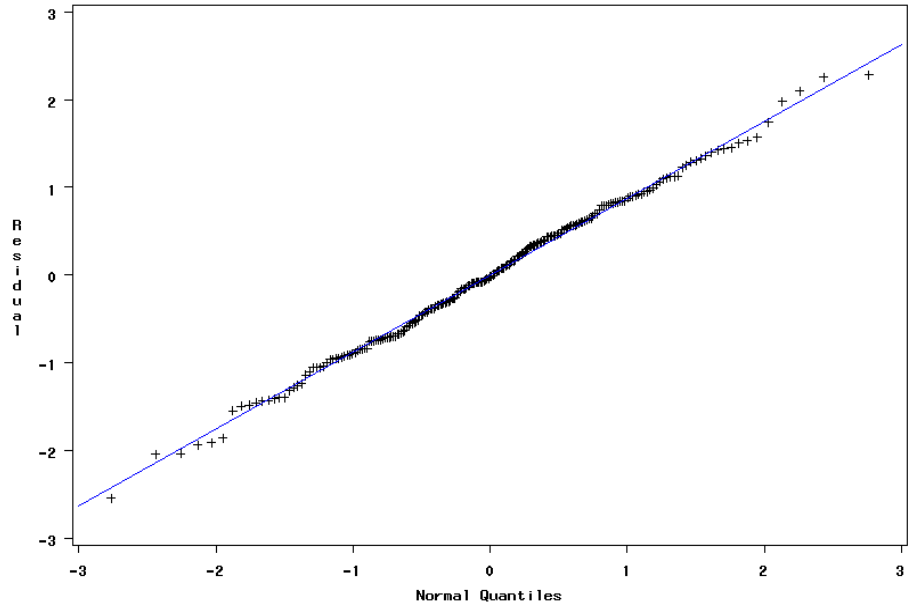
logcong187 (MI)  
Imputation Number=1



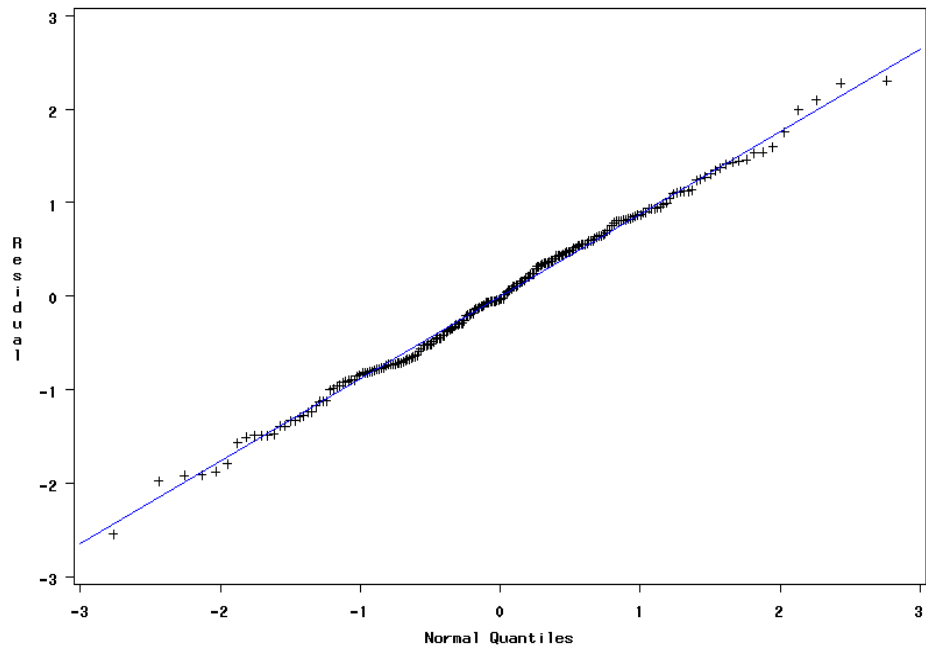
logcong187 (MI)  
Imputation Number=2



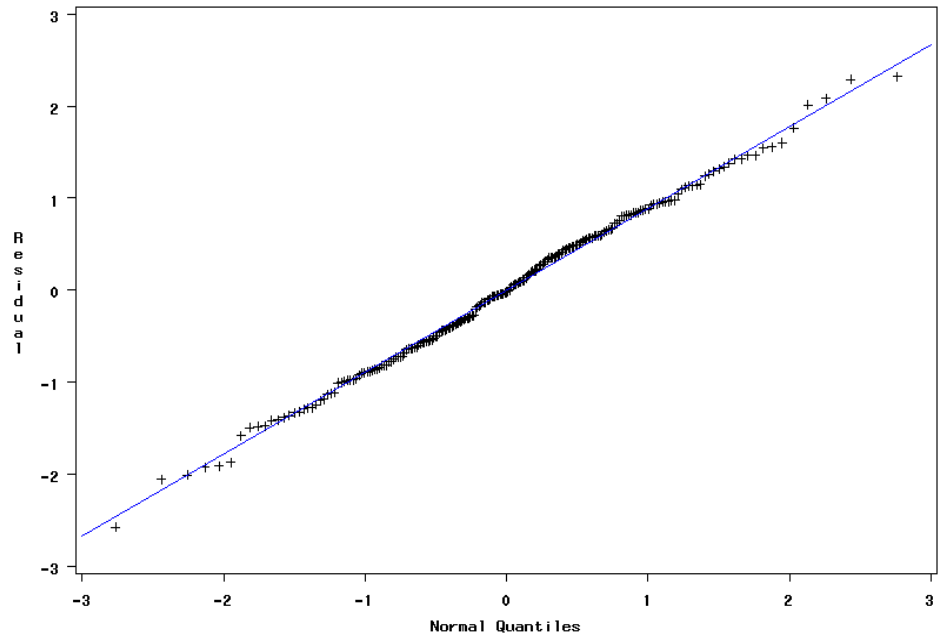
logcong187 (MI)  
Imputation Number=3



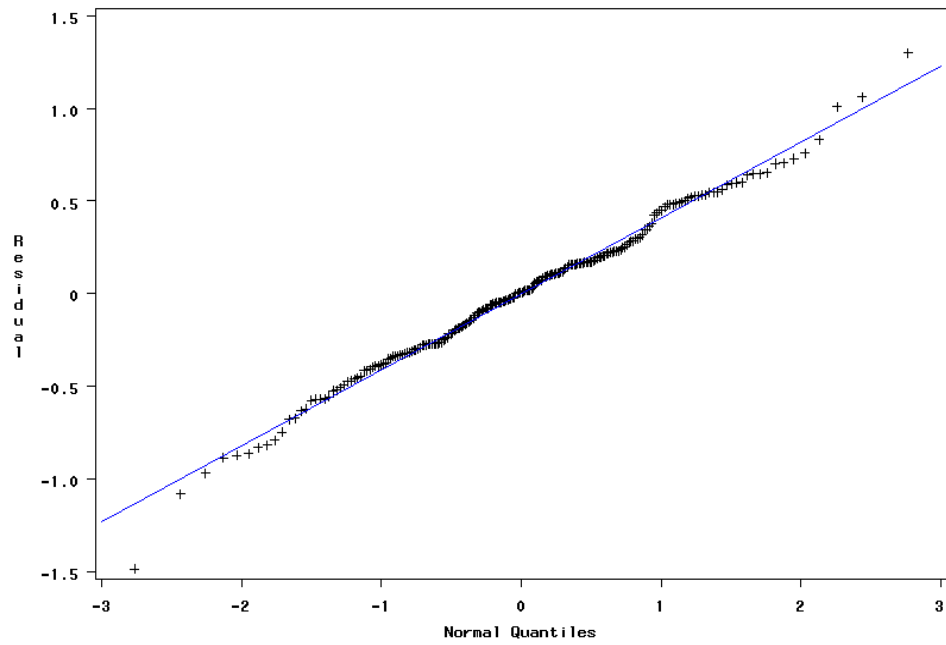
logcong187 (MI)  
Imputation Number=4



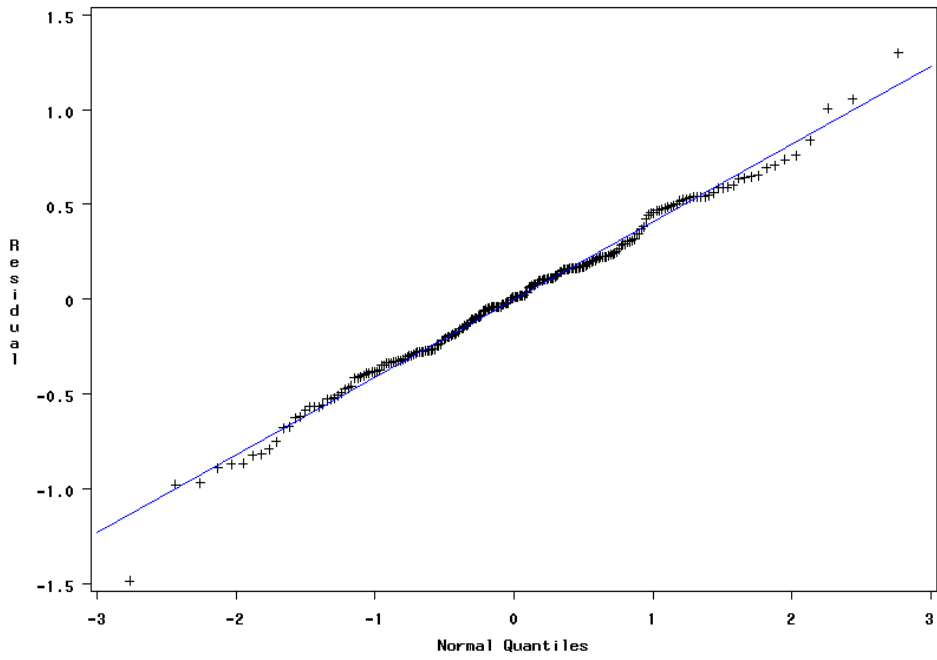
logcong187 (MI)  
Imputation Number=5



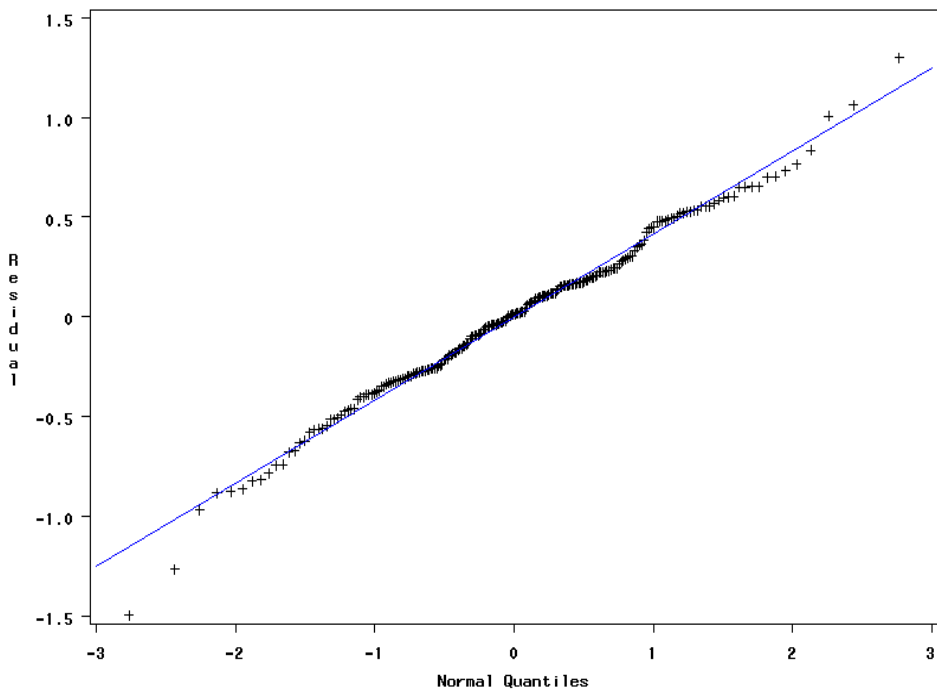
loghexa\_chlor (MI)  
Imputation Number=1



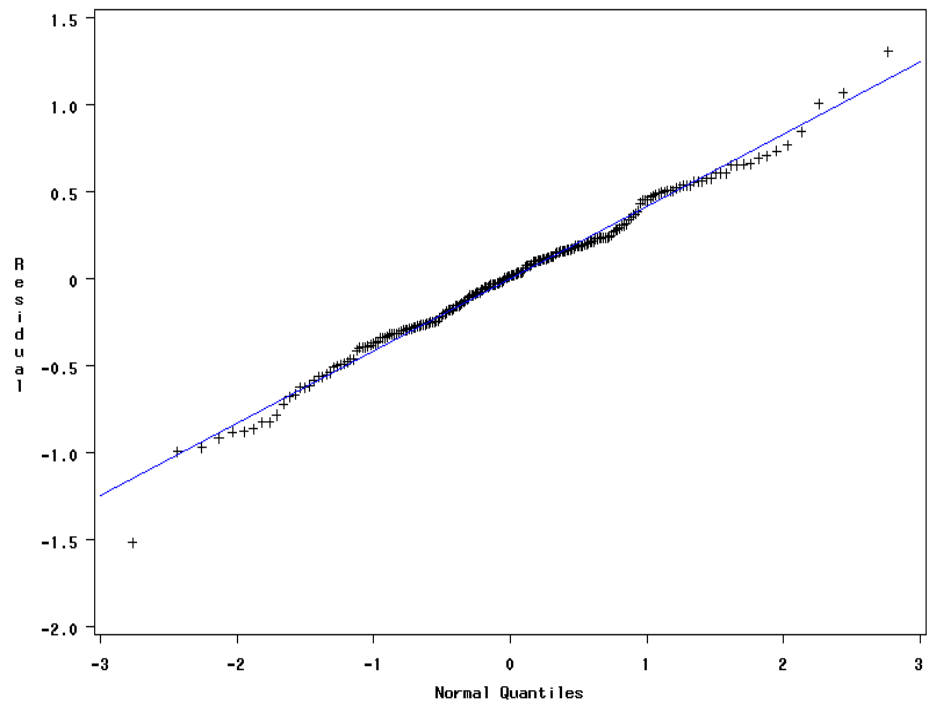
loghexa\_chlor (MI)  
Imputation Number=2



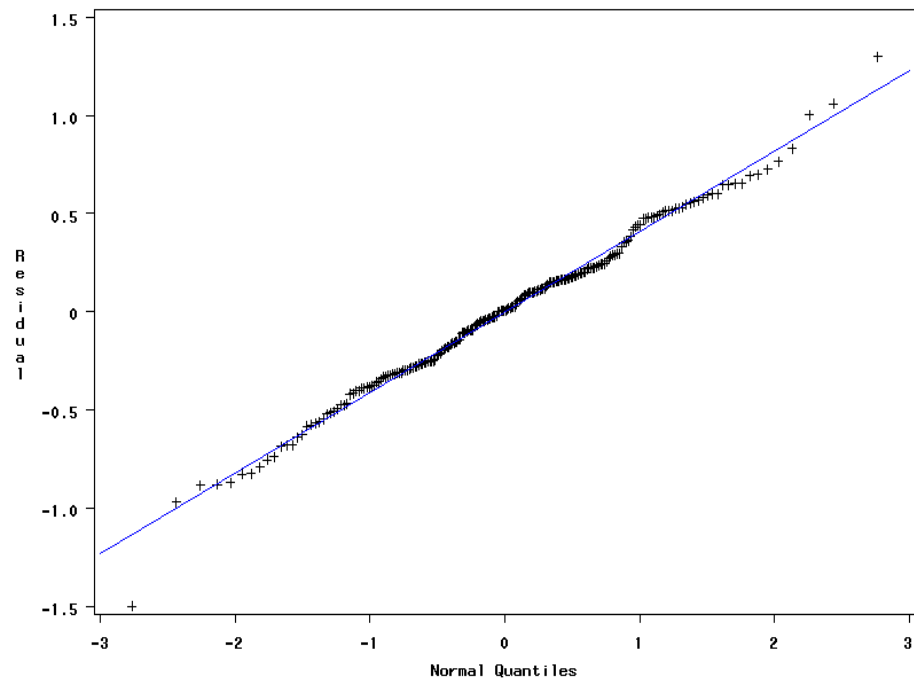
loghexa\_chlor (MI)  
Imputation Number=3



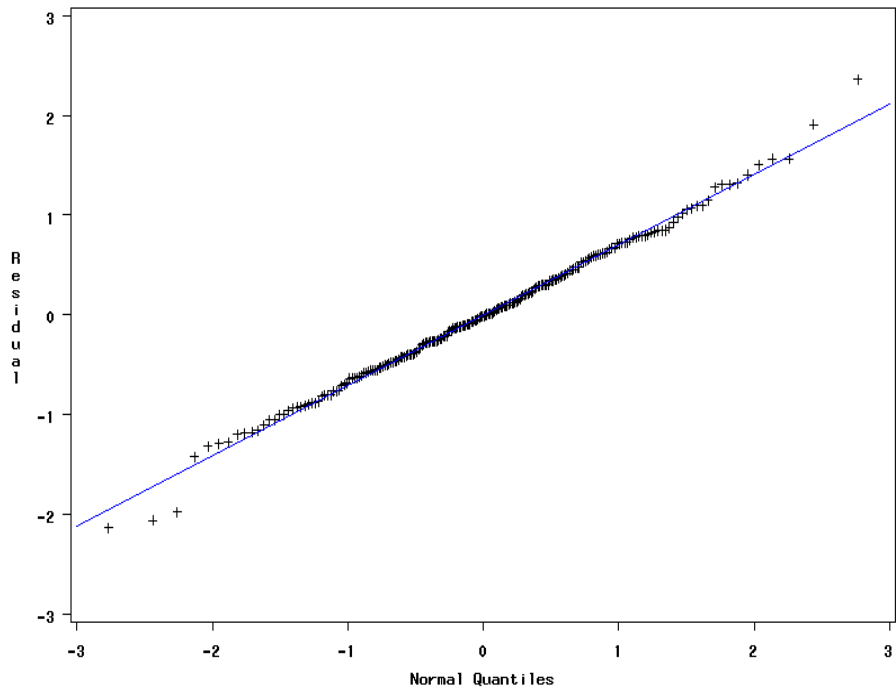
loghexa\_chlor (MI)  
Imputation Number=4



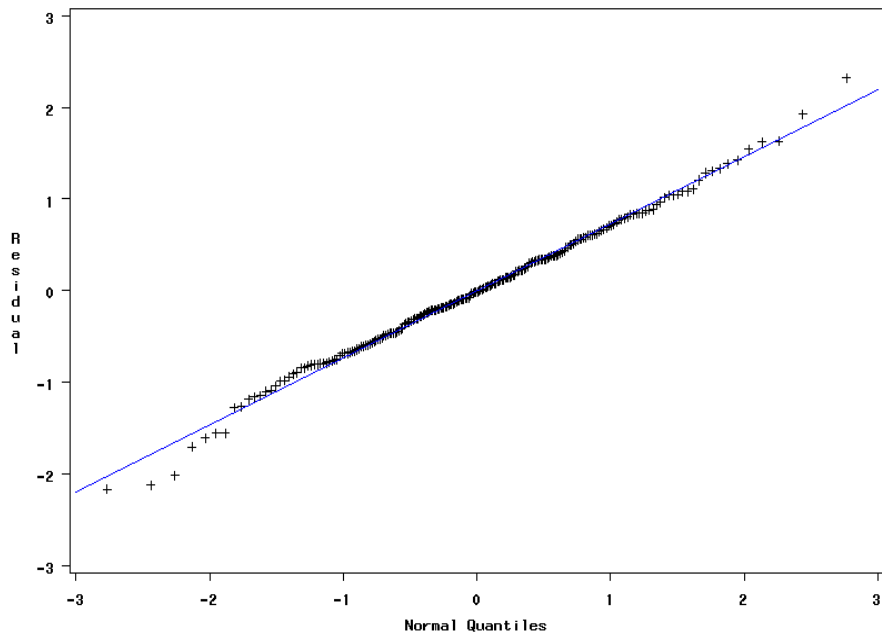
loghexa\_chlor (MI)  
Imputation Number=5



logtrans\_no (MI)  
Imputation Number=1

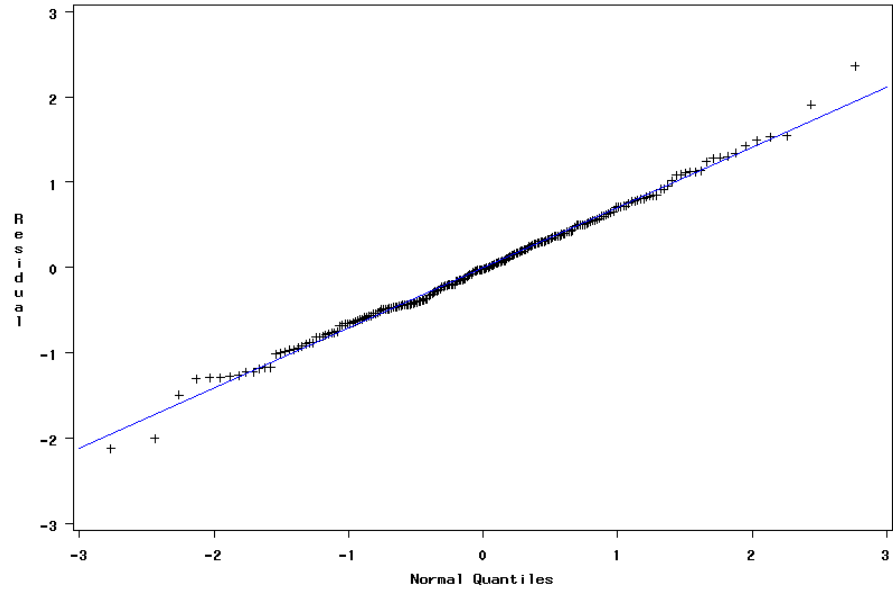


logtrans\_no (MI)  
Imputation Number=2

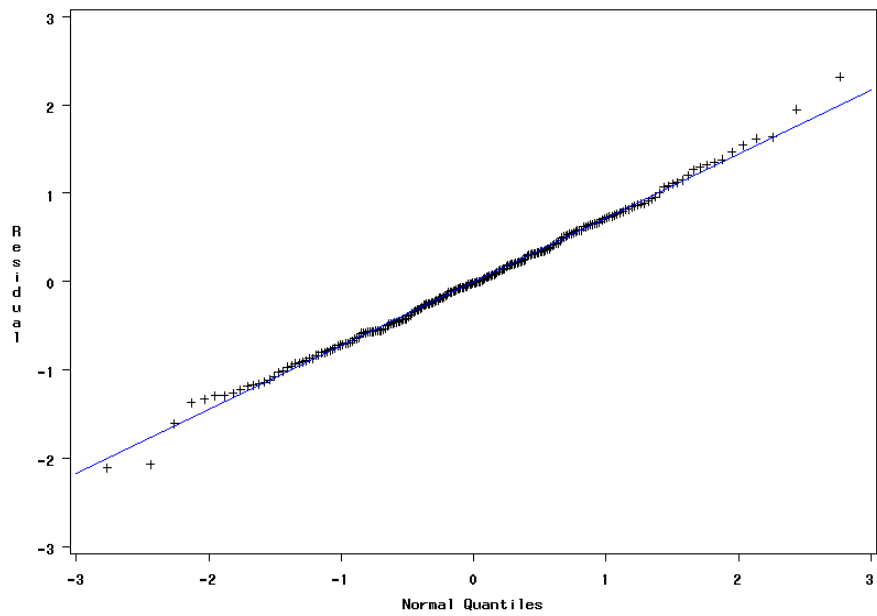




logtrans\_no (MI)  
Imputation Number=3



logtrans\_no (MI)  
Imputation Number=4



logtrans\_no (MI)  
Imputation Number=5

