

Titre: Analyse statistique de la variabilité spatiale de l'inventaire du cycle de vie
Title: de vie

Auteur: Chantal Lavigne
Author:

Date: 2008

Type: Mémoire ou thèse / Dissertation or Thesis

Référence: Lavigne, C. (2008). Analyse statistique de la variabilité spatiale de l'inventaire du cycle de vie [Mémoire de maîtrise, École Polytechnique de Montréal]. PolyPublie.
Citation: <https://publications.polymtl.ca/8226/>

Document en libre accès dans PolyPublie

Open Access document in PolyPublie

URL de PolyPublie: <https://publications.polymtl.ca/8226/>
PolyPublie URL:

Directeurs de recherche: Réjean Samson, & Gontran Bage
Advisors:

Programme: Non spécifié
Program:

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ANALYSE STATISTIQUE DE LA VARIABILITÉ SPATIALE
DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

CHANTAL LAVIGNE
DÉPARTEMENT DE GÉNIE CHIMIQUE
ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

MÉMOIRE PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION
DU DIPLÔME DE MAÎTRISE ÈS SCIENCES APPLIQUÉES
(GÉNIE CHIMIQUE)
DÉCEMBRE 2008



Library and
Archives Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-48928-4

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-48928-4

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protège cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.



Canada

UNIVERSITÉ DE MONTRÉAL

ÉCOLE POLYTECHNIQUE DE MONTRÉAL

Ce mémoire intitulé :

ANALYSE STATISTIQUE DE LA VARIABILITÉ SPATIALE
DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE

présenté par : LAVIGNE Chantal

en vue de l'obtention du diplôme de : Maîtrise ès sciences appliquées
a été dûment accepté par le jury d'examen constitué de :

M. STUART Paul, Ph.D., président

M. SAMSON Réjean, Ph.D., membre et directeur de recherche

M. BAGE Gontran, Ph.D., membre et codirecteur de recherche

M. LESAGE Pascal, Ph.D., membre

DÉDICACE

*À Sébastien, qui m'a fait découvrir le
monde merveilleux de l'ACV*

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de recherche pour son soutien, son ouverture d'esprit et ses encouragements. Louise Deschênes, Ralph Rosenbaum et Valérie Bécaert pour leurs valeureux conseils à différentes étapes de mon projet.

J'aimerais aussi remercier tout particulièrement Gontran Bage pour sa disponibilité, son soutien et nos nombreuses discussions portant sur les incertitudes en ACV.

Je tiens également à remercier les partenaires de la chaire pour leur soutien financier : Alcan, ArcelorMittal, Bell, Cascades, Éco Entreprises Québec, Recyc-Québec, EDF, Desjardins, Hydro-Québec, Johnson&Johnson, Rona, Total, SAQ et Veolia Environnement.

Je remercie aussi tous les membres du CIRAIQ pour leur dynamisme et leur écoute. En particulier, Caroline, Mylène et Sophie avec qui il fait bon discuter.

Finalement, un gros merci à Sébastien qui a dû passer des soirées à discuter statistique avec moi. Merci pour tes encouragements et ta patience.

RÉSUMÉ

En analyse de cycle de vie (ACV), comme dans toute évaluation quantitative, il est important de tenir compte de l'incertitude associée aux données, afin d'ajouter de la crédibilité aux résultats (ISO 14040, 2006). Étant donné la grande quantité de données nécessaires à la réalisation d'une ACV, des méthodes qualitatives d'évaluation de l'incertitude (DQI : Data Quality Index) sont utilisées pour représenter la qualité des données lorsque aucune autre information n'est disponible (Heijungs, 1996). Afin de propager l'incertitude jusqu'aux résultats finaux, cette évaluation qualitative des données est transformée, à l'aide de facteurs d'incertitudes, en évaluation semi quantitative (de Beaufort *et al.*, 2002).

Dans la littérature, il existe une classification des différentes sources d'incertitudes, ainsi que des méthodes de propagation de l'incertitude (Björklund, 2002). Parmi celles-ci, la variabilité spatiale est l'incertitude résultant de la variation d'une donnée provenant de différents lieux géographiques, que cette variation soit liée aux données d'inventaire ou aux facteurs de caractérisations des catégories d'impacts (Huijbregts, 1998). La variabilité spatiale est une forme d'incertitude qui intervient dans toutes les ACV. Dans le cas du Canada, étant donné l'étendue et la diversité du territoire, il est important de vérifier si le niveau de résolution spatiale ajoute ou non de l'incertitude aux réponses. De plus, comme il n'existe pas de bases de données exhaustives en ACV au Canada (Curran et Notten, 2006) et qu'une collecte de données complète est coûteuse en temps et en efforts, il convient donc d'évaluer la nécessité de régionaliser cet inventaire pour concentrer les efforts de modélisation aux bons endroits.

L'approche proposée dans ce mémoire consiste à évaluer si l'augmentation de la résolution spatiale d'un inventaire du cycle de vie améliore la qualité des résultats d'impacts. Dans un premier temps, il faut que cette variabilité soit quantifiée en déterminant la valeur moyenne de chaque regroupement spatial. Ensuite, il faut associer toutes les autres sources d'incertitudes à chacun de ces regroupements. Il est alors

possible d'appliquer des outils mathématiques statistiques pour établir si les distributions de probabilités des résultats d'impacts sont différentes les unes des autres et évaluer si cette source d'incertitudes est présente dans l'ensemble de l'inventaire du cycle de vie. Dans la méthodologie en trois étapes qui est proposée, ces outils sont des tests d'hypothèses de comparaisons des valeurs moyennes, provenant des distributions de probabilités. Ils permettent objectivement de conclure si les impacts de deux processus sont effectivement différents l'un de l'autre. Il est à noter que seulement les catégories d'impacts environnementaux globaux sont utilisées pour ne pas confondre la variabilité spatiale de l'inventaire avec celle des facteurs de caractérisation des catégories d'impacts régionaux (Toffoletto *et al.*, 2007). Pour cela, les outils sont intégrés dans la phase d'interprétation de l'ACV.

Ces trois grandes étapes de la méthodologie sont : 1) l'identification d'un flux dominant de l'inventaire canadien du cycle de vie qui peut être régionalisé; 2) la validation que les impacts environnementaux globaux associés aux différents regroupements spatiaux du flux à l'étude sont distinguables; 3) la validation de la présence de cette variabilité spatiale dans l'ensemble de l'inventaire canadien du cycle de vie.

Pour l'identification du flux dominant, la fréquence d'utilisation des flux élémentaires ou de produits par les processus unitaires d'ecoinvent est utilisée. Il est supposé que cette base de données, avec ces 2600 processus unitaires de type «berceau à barrière», permet de représenter l'inventaire du cycle de vie. Ainsi, la consommation d'électricité sur le réseau de distribution de moyenne tension («Electricity, medium voltage, production UCTE, at grid/UCTE») est un flux dominant de l'inventaire du cycle de vie. En effet, plus de 20% des processus unitaires de la base de données y font appel directement.

À l'étape 2, la quantification du mélange de consommation en énergie électrique des différentes provinces et du Canada permet de modéliser les impacts environnementaux

des «grid mix» régionalisés (provinces) et du «grid mix» non régionalisé (Canada). Les tests d'hypothèses sur les distributions statistiques des impacts environnementaux des «grid mix» révèlent, pour un niveau de confiance de 90%, que les provinces sont majoritairement différentes entre elles. Il y a donc lieu de régionaliser le «grid mix» au Canada.

Enfin, les moyennes des distributions de probabilités des impacts environnementaux des processus unitaires régionalisés versus les processus non régionalisés sont comparées. Les tests d'hypothèses révèlent que la régionalisation de l'inventaire au Canada permet d'améliorer la représentativité des données. Pour des distributions de probabilités ayant des coefficients de variation estimés de 10% à 80%, la majorité des processus unitaires qui ont de l'électricité en avant-plan et en arrière-plan présentent une variabilité spatiale (exceptée pour la catégorie d'impact «Extraction de Minérais» où les résultats sont plus ambigus).

Dans le cas du flux dominant étudié, la quantification de la variabilité spatiale, provenant de la variété de «grid mix» à l'intérieur du Canada, permet d'établir que la régionalisation de l'inventaire canadien du cycle de vie améliore la représentativité des données. La méthodologie proposée dans ce mémoire est suffisamment générale pour être appliquée à d'autres flux dominants de l'inventaire dans un processus de quantification de l'incertitude en ACV et se révèle ainsi indispensable pour en améliorer la qualité, la fiabilité et la crédibilité.

ABSTRACT

In life cycle assessment (LCA), like in every other quantitative evaluation, it is important to take into consideration uncertainty related to the data used in order to add credibility to the results (ISO 14040, 2006). Since there is a large amount of data involved in an LCA, qualitative methods are used to evaluate uncertainty (DQI: Data Quality Index) to represent the quality of the data when no other information is available (Heijungs, 1996). In order to propagate this uncertainty on the final results, the qualitative assessment is transformed into a semi-quantitative one with the use of uncertainty factors (de Beaufort *et al.*, 2002).

In the literature, a classification of the different types of uncertainty is available as well as suggestions of methods that can be used to propagate uncertainty to the final results (Björklund, 2002). Within these types of uncertainty, spatial variability represents the variability across locations, whether this is related to the inventory data or the impact category characterization factors (Huijbregts, 1998). This type of uncertainty is present in all LCA. In the case of Canada where the fairly large territory is diverse, it is important to verify if it is possible to reduce spatial variability by a smaller spatial resolution of the data. Since there is no exhaustive LCA database in Canada (Curran et Notten, 2006) and since a complete data acquisition can be costly both in time and effort, it is appropriate to evaluate if it is necessary to regionalize the inventory to concentrate the modeling efforts in the right area.

The approach proposed in this thesis consists in evaluating whether a higher spatial resolution of the data in the life cycle inventory can improve the quality of the LCIA results. First of all, the spatial variability must be quantified by determining the average value of each spatial resolution to be studied. Then, all the other types of uncertainty must be accounted for in each spatial resolution. Only then is it possible to apply statistical tools to establish if the probability distribution of the final results are different from one another, and to evaluate if this source of uncertainty is present in the entire life

cycle inventory. In a three step methodology, the statistical tools used are mean value hypothesis testing. These tools allow an objective conclusion regarding whether or not the environmental impacts of two processes are effectively different from one another. It is to be noted that only the global impact categories are used to avoid confusing spatial variability present in the inventory with one coming from the characterization factors of the regionalized impact categories (Toffoletto *et al.*, 2007). Therefore, the statistical tools are integrated into the interpretation phase of LCA.

The three steps of the methodology are: 1) identification of a dominating flow in the Canadian life cycle inventory that can be regionalized; 2) validation that the environmental results from different spatial resolution of the flow under study are statistically different; 3) statistical validation that this spatial variability is present in the Canadian life cycle inventory.

To identify the dominating flow, the frequency of utilization of the elementary and product flows by the unit processes in the ecoinvent database is used. It is supposed that the ecoinvent database, with over 2600 processes modeled as cradle to gate LCA, can represent a life cycle inventory. Therefore, the process named «Electricity, medium voltage, production UCTE, at grid/UCTE», that represent the electricity available on the grid («grid mix»), is identified as a dominant flow of the life cycle inventory. Indeed, more than 20% of the unit processes of the database refer to it directly.

In the step 2 of the methodology, the quantification of the Canadian and provincial «grid mix» enable us to model the environmental impacts of the regionalized (provinces) and non regionalized (Canada) «grid mix». The statistical hypothesis test made on the environmental impacts distribution of the different «grid mix» revealed, for a 90% confidence interval, that the «grid mix» of the provinces are in majority different from one another. There is sufficient probability to justify the regionalization of the Canadian «grid mix».

Finally, the mean values of the probability distribution of the environmental impact of the regionalized unit processes are compared to the ones from the non regionalized processes. These statistical tests reveal that the regionalization of the Canadian life cycle inventory can improve the representativeness of the data. For probability distribution with estimated coefficient of variation varying between 10% and 80%, the majority of the processes which have a «grid mix» in the foreplan and in the background of their life cycle indicate a distinguishable spatial variability.

In the case of the studied flow, the quantification of the spatial variability originating from the variety of «grid mix» present in Canada, establishes that the regionalized Canadian life cycle inventory allows to improve the representativeness of the data. The methodology proposed in this thesis is sufficiently general to be applied to other flows present in the inventory as a method to improve the quantification of the uncertainty in LCA. Thus, it reveals itself to be indispensable for the required effort to improve the quality, the reliability and credibility of LCA.

TABLES DES MATIÈRES

DÉDICACE	IV
REMERCIEMENTS.....	V
RÉSUMÉ	VI
ABSTRACT.....	IX
TABLES DES MATIÈRES	XII
LISTE DES TABLEAUX.....	XVI
LISTE DES FIGURES	XVIII
LISTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS	XXI
LISTE DES ANNEXES.....	XXII
1 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE	4
1.1 OBJECTIF GÉNÉRAL DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE	4
1.2 ORGANISME GÉRANT ET STRUCTURANT L'ACV	5
1.3 PRINCIPALES PHASES D'UNE ACV	6
<i>1.3.1. L'objectif et le champ de l'étude</i>	7
<i>1.3.2. L'inventaire du cycle de vie.....</i>	9
<i>1.3.3. L'évaluation des impacts</i>	10
<i>1.3.4. L'interprétation</i>	10
2 REVUE DE LITTÉRATURE	12
2.1 LES SOURCES D'INCERTITUDES.....	14
2.2 MOYENS POUR QUALIFIER OU QUANTIFIER L'INCERTITUDE DANS LES DONNÉES D'INVENTAIRE	17
2.3 MÉTHODE DE PROPAGATION DE L'INCERTITUDE.....	21
2.4 PROBLÉMATIQUE DE LA RÉDUCTION DE LA VARIABILITÉ SPATIALE EN INVENTAIRE.....	24

3 HYPOTHÈSE ET OBJECTIFS	26
3.1 HYPOTHÈSE	26
3.2 OBJECTIFS	26
4 MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE	27
4.1 ÉTAPE 1 : IDENTIFIER UN FLUX DOMINANT DE L'INVENTAIRE DU CYCLE DE VIE QUI PEUT ÊTRE DIVISÉ EN DIFFÉRENTS REGROUPEMENTS SPATIAUX (PROVINCES / ECOZONES...) À L'INTÉRIEUR DU CANADA.....	32
4.1.1. <i>Étape 1.1 : Détermination d'un flux dominant de l'inventaire du cycle de vie</i>	32
4.1.2. <i>Étape 1.2 : Vérification de la sensibilité géographique du flux dominant de l'inventaire du cycle de vie</i>	36
4.2 ÉTAPE 2 : VÉRIFIER SI LES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX GLOBAUX DU FLUX DOMINANT SÉLECTIONNÉ À L'ÉTAPE 1 SONT STATISTIQUEMENT DIFFÉRENTS D'UN REGROUPEMENT SPATIAL PAR RAPPORT À L'AUTRE DANS UN INTERVALLE DE CONFIANCE DE 90%.....	36
4.2.1. <i>Étape 2.1 : Test d'hypothèse sur les distributions statistiques des différents flux de produits.</i>	38
4.2.2. <i>Étape 2.2 : Identification des éléments clés</i>	38
4.2.3. <i>Étape 2.3 : Test d'hypothèse sur les distributions statistiques des processus élémentaires finaux</i>	40
4.3 ÉTAPE 3 : ÉVALUER STATISTIQUEMENT LES IMPACTS DE CETTE VARIABILITÉ SPATIALE POUR UN ENSEMBLE DE PROCESSUS UNITAIRES REPRÉSENTANT DES ANALYSES DE CYCLE DE VIE DE TYPE «BERCEAU À BARRIÈRE».....	41
4.3.1. <i>Étape 3.1 : Variabilité en avant et arrière-plan. Tests d'hypothèses sur les processus unitaires comprenant le flux dominant.....</i>	41
4.3.2. <i>Étape 3.2 : Variabilité en arrière-plan. Tests d'hypothèses sur les processus comprenant le flux dominant.....</i>	43
5 RÉSULTATS DE L'ÉTAPE 1 : CHOIX DU FLUX À MODÉLISER	45
5.1 IDENTIFICATION DES FLUX DOMINANTS DANS L'ENSEMBLE DES PROCESSUS EN ACV (ÉTAPE 1.1).....	45

5.2 VÉRIFICATION DE LA PRÉSENCE DE VARIABILITÉ SPATIALE POUR UN FLUX DOMINANT (ÉTAPE 1.2)	47
6 RÉSULTATS DE L'ÉTAPE 2 : MODÉLISATION DU MÉLANGE DE L'APPROVISIONNEMENT EN ÉNERGIE ÉLECTRIQUE AU CANADA.....	52
6.1 TEST D'HYPOTHÈSE SUR LES DISTRIBUTIONS STATISTIQUES DES DIFFÉRENTS MODES DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ (ÉTAPE 2.1).	52
6.2 IDENTIFICATION DES ÉLÉMENTS CLÉS (ÉTAPE 2.2)	55
6.2.1. <i>Éléments clés</i>	55
6.2.2. <i>Sources de variation</i>	60
6.2.3. <i>Modélisation des «grid mix» provinciaux et du «grid mix» national</i>	62
6.3 TESTS D'HYPOTHÈSES SUR LES DISTRIBUTIONS STATISTIQUES DES PROCESSUS UNITAIRES FINAUX (ÉTAPE 2.3)	65
6.3.1. <i>Tests d'hypothèses</i>	66
6.3.2. <i>Étude de sensibilité sur la modélisation</i>	68
7 RÉSULTATS DE L'ÉTAPE 3 : VARIABILITÉ SPATIALE DANS L'INVENTAIRE CANADIEN DU CYCLE DE VIE	69
7.1 SCÉNARIO 1 : VARIABILITÉ EN AVANT ET ARRIÈRE-PLAN DANS LES ACV (ÉTAPE 3.1)	69
7.1.1. <i>Tests d'hypothèses</i>	69
7.1.2. <i>Variation moyenne des impacts environnementaux</i>	69
7.2 SCÉNARIO 2 : VARIABILITÉ SPATIALE EN ARRIÈRE-PLAN (ÉTAPE 3.2).....	72
7.2.1. <i>Tests d'hypothèses</i>	72
7.2.2. <i>Variation moyenne des impacts environnementaux</i>	72
8 DISCUSSION	75
8.1 CHOIX DE L'ÉLÉMENT PRÉPONDÉRANT	75
8.2 COMMENT MODÉLISER LE «GRID MIX» CANADIEN	78
8.3 AVANT-PLAN VS ARRIÈRE-PLAN	85
8.4 VARIABILITÉ SPATIALE DANS L'INVENTAIRE CANADIEN.....	86
8.5 EXEMPLE SUPPLÉMENTAIRE : CONSOMMATION DU CUIVRE EN ALLEMAGNE	88
8.5.1. <i>Étape 1 : Choix du flux à modéliser</i>	89

8.5.2. Étape 2 : Modélisation du mélange de l'approvisionnement en cuivre raffiné en Allemagne	90
8.5.3. Étape 3 : Variabilité spatiale dans l'inventaire européen du cycle de vie	96
9 CONCLUSION.....	99
10 BIBLIOGRAPHIE.....	102
11 ANNEXES	106

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 2.1: Matrice de pedigree avec 5 DQI, de (Weidema et Wesnaes, 1996)	18
Tableau 4.1 : Format de la matrice ecoinvent dans Excel	34
Tableau 5.1 : Mélange de l'approvisionnement en énergie électrique des provinces avant importation des Etats-Unis pour 2005.....	48
Tableau 6.1 : Résultats des t-test sur l'ensemble des processus disponibles pour modéliser le «grid mix» canadien.....	53
Tableau 6.2 : Modélisation des «grid mix» sous SimaPro avec ecoinvent	64
Tableau 6.3 : «Grid mix» provinciaux dont les moyennes des distributions des impacts environnementaux sont équivalentes	66
Tableau 7.1 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Changement Climatique».....	70
Tableau 7.2 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Extraction de minerais»	70
Tableau 7.3 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Énergie non renouvelable».....	70
Tableau 7.4 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone».....	71
Tableau 7.5 : Valeur des variations moyennes par catégorie d'impact.....	71
Tableau 7.6 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Changement Climatique».....	73
Tableau 7.7 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Énergie non renouvelable».....	73
Tableau 7.8 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone».....	73
Tableau 7.9 : Valeur des variations moyennes par catégorie d'impact.....	74
Tableau 8.1 : Provenance du cuivre raffiné consommé en Allemagne en 2005.....	89
Tableau 8.2 : Modélisation de la provenance du cuivre consommé en Allemagne	94

Tableau 8.3 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impacts «Changement Climatique»	98
Tableau 8.4 : Valeur des variations moyennes par catégorie d'impacts	98
Tableau A. 1 : Catégories d'impact et substance de référence utilisées dans IMPACT 2002+.....	106
Tableau A. 2: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Changement climatique» de la méthode IMPACT 2002+	107
Tableau A. 3: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Extraction de minerais» de la méthode IMPACT 2002+	109
Tableau A. 4: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Énergie non-renouvelable» de la méthode IMPACT 2002+.....	110
Tableau A. 5: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone» de la méthode IMPACT 2002+	111
Tableau B. 1: Classification des différentes sources d'incertitudes et exemple de leur provenance dans les phases de l'ACV. Basé sur (Huijbregts, 1998) et (Björklund, 2002)	114
Tableau D. 1 : Production d'électricité par provinces et par type de combustibles pour 2005	117
Tableau D. 2 : Différence entre les deux hypothèses d'exportation d'électricité par province et par type de combustibles pour 2005	118
Tableau D. 3 : Différences entre les deux hypothèses d'importation et d'exportation par province et par type de combustible pour 2005.....	119

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 : Cycle de Vie d'un produit ou service.	5
Figure 1.2: Principales phases de l'ACV.....	6
Figure 1.3 : Arbre des processus.	9
Figure 4.1 : Vue d'ensemble des différentes étapes de la méthodologie divisée selon les trois objectifs intermédiaires.	31
Figure 4.2 : Graphique de Pareto.	35
Figure 5.1: Graphique de Pareto de la fréquence d'utilisation des flux dans la base de données ecoinvent 1.3.	46
Figure 6.1 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Changement climatique» des processus produisant de l'électricité (kWh).	56
Figure 6.2 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Extraction des minerais» des processus produisant de l'électricité (kWh).....	57
Figure 6.3 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Énergie non renouvelable» des processus produisant de l'électricité (kWh).....	58
Figure 6.4 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Destruction de la couche d'ozone» des processus produisant de l'électricité (kWh).	59
Figure 6.5 : Variation temporelle du «grid mix» québécois de 1997 à 2007.	61
Figure 6.6 : Comparaison des impacts environnementaux pour les «grid mix» provinciaux et le «grid mix» national.	67
Figure 8.1 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie d'impacts «Changement climatique» des processus produisant du cuivre raffiné (kg).....	92
Figure 8.2 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie d'impacts «Changement climatique» des processus de transport (tkm).....	93
Figure 8.3 : Comparaison des impacts environnementaux pour les différentes provenances du cuivre et la valeur moyenne des impacts de ces provenances.....	96

Figure C. 1 : Graphique complet de Pareto de la fréquence d'utilisation des composantes de la base de données ecoinvent 1.3	115
Figure E. 1 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie d'impact «Changement Climatique».....	120
Figure E. 2 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie d'impact «Extraction de Minerais».....	121
Figure E. 3 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie «Énergie non renouvelable»	122
Figure E. 4 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone».....	123
Figure F. 1: Arbre des processus de la production d'électricité à partir du gaz naturel selon ecoinvent.....	125
Figure F. 2 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir du gaz industriel selon ecoinvent.....	126
Figure F. 3: Arbre des processus de la production d'électricité à partir de l'hydroélectricité selon ecoinvent.....	126
Figure F. 4: Arbre des processus de la production d'électricité à partir de station de pompage (hydroélectricité) selon ecoinvent.	127
Figure F. 5: Arbre des processus de la production d'électricité à partir de lignite selon ecoinvent	127
Figure F. 6 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir de centrale nucléaire selon ecoinvent	128
Figure F. 7 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir de pétrole selon ecoinvent	129
Figure F. 8 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir d'éolienne selon ecoinvent	129

Figure F. 9 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir de cogénération selon ecoinvent	130
Figure G. 1 : Variation temporelle du «grid mix» de la Nouvelle-Écosse de 1997 à 2007.....	131
Figure G. 2 : Variation temporelle du «grid mix» du Nouveau-Brunswick de 1997 à 2007.....	131
Figure G. 3 : Variation temporelle du «grid mix» de l'Ontario de 1997 à 2007.	132
Figure G. 4 : Variation temporelle du «grid mix» du Manitoba de 1997 à 2007.....	132
Figure G. 5 : Variation temporelle du «grid mix» de la Saskatchewan de 1997 à 2007.....	133
Figure G. 6 : Variation temporelle du «grid mix» de l'Alberta de 1997 à 2007.....	133
Figure G. 7 : Variation temporelle du «grid mix» de la Colombie-Britannique de 1997 à 2007.....	134
Figure H. 1: Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Changement Climatique».....	135
Figure H. 2 : Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Extraction de minerais».....	136
Figure H. 3: Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Énergie non renouvelable».....	137
Figure H. 4: Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone	138

LITSTE DES SIGLES ET ABRÉVIATIONS

ACV	Analyse du Cycle de Vie
ISO	Organisation Internationale de Normalisation (<i>International Organization for Standardization</i>)
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
SETAC	Société de toxicologie et chimie environnementales (<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>)

LISTE DES ANNEXES

ANNEXE A	IMPACT 2002+.....	106
ANNEXE B	SOURCES D'INCERTITUDES EN ACV	114
ANNEXE C	GRAPHIQUE COMPLET DE PARETO.....	115
ANNEXE D	VARIATION DES «GRID MIX» SELON LE TYPE D'ÉNERGIE IMPORTÉE OU EXPORTÉE	116
ANNEXE E	ANALYSE DE SENSIBILITÉ DES «GRID MIX»	120
ANNEXE F	STRUCTURE DES PROCESSUS DE PRODUCTION D'ÉLECTRICITÉ DANS ECOINVENT	124
ANNEXE G	PORTRAIT ÉNERGÉTIQUE DES PROVINCES DE 1997 À 2007.....	131
ANNEXE H	FRÉQUENCE DE VARIATION DES PROCESSUS AYANT DE L'ÉLECTRICITÉ PROVENANT DU «GRID» EN AVANT ET ARRIÈRE-PLAN	135

INTRODUCTION

Dans une optique de développement durable, l'analyse de cycle de vie (ACV) environnementale sert d'outil d'aide à la décision en établissant des opportunités de réduction des impacts environnementaux d'un produit ou service en ce qui concerne tout son cycle de vie (ISO 14040, 2006). Cet outil, comme tous les autres, n'a de la crédibilité que si les résultats sont fiables et représentatifs du système à l'étude. L'ACV est un processus itératif divisé en quatre phases soit : 1) la définition des objectifs et du champ de l'étude; 2) l'inventaire du cycle de vie; 3) l'évaluation des impacts environnementaux; 4) l'interprétation des résultats. La phase d'inventaire sert à compiler, de manière quantitative, toutes les entrées et sorties du système provenant de l'environnement ou y allant (ISO 14040, 2006). Étant donné l'ampleur de la collecte de données nécessaire pour modéliser tout le cycle de vie d'un produit ou service, des bases de données en ACV sont élaborées à travers le monde (Curran et Notten, 2006). D'ailleurs, dans un effort pour tenir compte de la qualité des données disponibles, un cadre de travail pour évaluer l'incertitude des données est élaboré par (de Beaufort *et al.*, 2002). Les incertitudes des données peuvent provenir d'erreurs de mesure, d'un choix de méthode d'allocation, d'une modélisation simplifiée, de la variabilité spatiale, de la variabilité temporelle, de la variabilité entre source et objet, et de plusieurs autres sources. (Björklund, 2002). Dans le cadre de ce mémoire, une seule source d'incertitude est évaluée, soit la variabilité spatiale. La variabilité spatiale (ou présence de différences régionales dans l'inventaire des émissions et extractions) entraîne un problème de représentativité géographique des données lorsque seulement les données moyennes d'une région plus grande que la région à l'étude, mais dont celle-ci fait partie, sont disponibles (Weidema, 1996). Plus la variabilité spatiale est grande, plus l'incertitude liée à la représentativité de la donnée est grande. Il est possible de représenter la variabilité spatiale par une barre d'erreur associée à une valeur moyenne. Plus la barre d'erreur est grande, moins la valeur moyenne représente adéquatement la situation. De plus, s'il est considéré qu'une donnée moyenne d'une région plus grande que la région à

l'étude, mais dont celle-ci fait partie, est de moins bonne qualité que la donnée moyenne de la région à l'étude, cela implique qu'il est possible de régionaliser les données. Par régionalisation, il est entendu que les données de la région plus grande que la région à l'étude peuvent être divisées en sous-régions. Il existe alors une corrélation entre les données et les zones géographiques. S'il est possible d'augmenter la résolution spatiale ou niveau de régionalisation, c'est que les données d'inventaire des différentes régions de ce niveau de régionalisation sont différenciables. Les différents niveaux de régionalisation peuvent être : le niveau 1 représente la planète; le niveau 2 les continents; le niveau 3 les pays et ainsi de suite (de Beaufort *et al.*, 2002).

La représentativité géographique des données exprime le degré de concordance entre la donnée et l'objectif de l'étude. Cette concordance est plus souvent qu'autrement évaluée par l'entremise d'indicateur qualitatif que ce soit pour la corrélation spatiale, la corrélation temporelle ou la corrélation technologique (Weidema, 1996), puisqu'elle est difficile à quantifier (de Beaufort *et al.*, 2002). Il est alors impossible de différentier mathématiquement la variabilité spatiale des régions de même niveau de régionalisation puisque le même indicateur de qualité est employé pour les qualifier. De plus, étant donné le caractère qualitatif de l'évaluation, il n'est pas possible d'inclure cette variabilité dans la représentation de la région de niveau de régionalisation supérieure. Donc, pour aborder cette problématique, il faut pouvoir quantifier la variabilité spatiale afin d'en vérifier les impacts sur les résultats d'une ACV et évaluer les possibilités de réduction d'incertitudes par la régionalisation des données d'inventaire.

Au Canada, étant donné l'étendue du territoire, la régionalisation de l'inventaire canadien du cycle de vie est évaluée dans l'objectif d'améliorer la précision des données de cet inventaire. Autrement dit, il faut vérifier si la variabilité spatiale est quantifiable et si elle peut être diminuée en divisant le Canada en sous-régions. Évidemment, il faut que les sous-régions soient suffisamment différentes entre elles du point de vue des impacts environnementaux pour justifier une régionalisation de l'inventaire. Les

résultats de cette évaluation permettront, entre autres, aux praticiens d'avoir un point de vue critique face à la représentativité géographique des données d'inventaire nécessaires pour obtenir la qualité exigée par l'objectif de l'étude. Ces résultats permettraient également aux concepteurs de bases de données d'évaluer si l'investissement en temps et en argent nécessaire aux efforts de régionalisation est justifié. De plus, la méthodologie de quantification et d'évaluation statistique des différences développée dans ce mémoire peut servir de point de départ à l'élaboration d'un cadre de travail qui inclurait l'analyse statistique à l'interprétation des résultats en ACV.

1 PRINCIPES GÉNÉRAUX DE L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE

Dans cette section, il est question des grands principes de l'analyse du cycle de vie. Il s'agit d'un bref survol et non d'une revue détaillée. Le mémoire porte sur la phase d'inventaire du cycle de vie, mais les résultats sont présentés sous forme d'impacts environnementaux afin de permettre une analyse plus concise.

1.1 Objectif général de l'Analyse de Cycle de Vie

L'analyse de cycle de vie (ACV) aide à identifier des opportunités pour améliorer les performances environnementales d'un produit ou service à différents stades de son cycle de vie tel que défini par (ISO 14044, 2006). Le cycle de vie d'un produit, d'un service ou d'un système consiste à considérer les impacts environnementaux potentiels dus à l'extraction des matières premières pour sa fabrication, sa production en tant que telle, son utilisation et sa fin de vie, que ce soit le recyclage ou la mise au rebut, comme il est possible de le voir à la Figure 1.1 (ISO 14044, 2006). Cet outil peut être utilisé pour comparer les charges environnementales de différents produits entre eux ou encore les étapes du cycle de vie d'un même produit (Jolliet *et al.*, 2005).

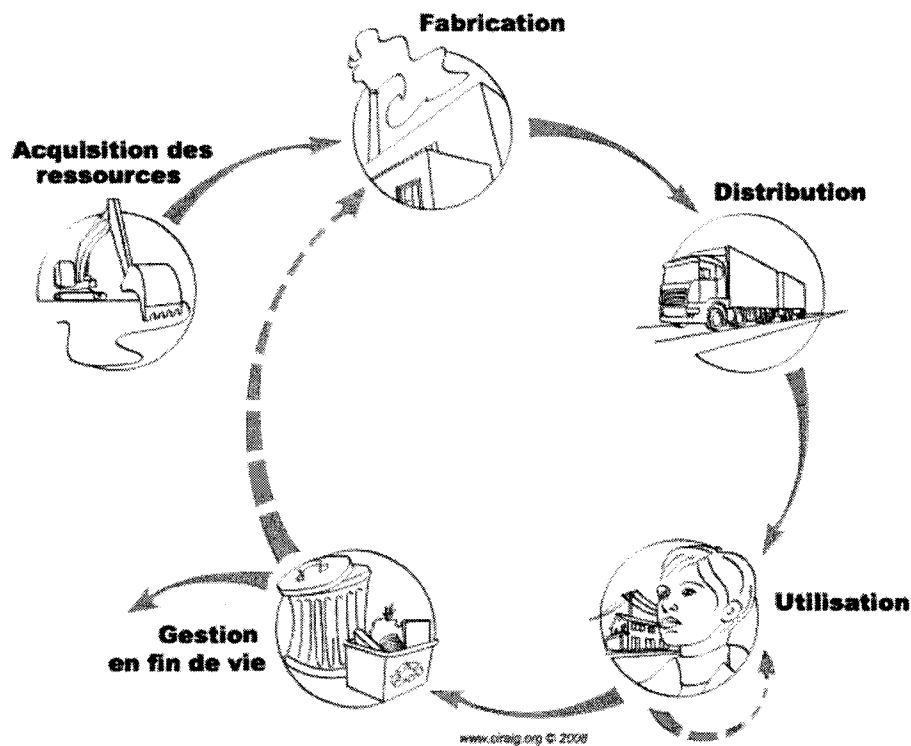


Figure 1.1 : Cycle de Vie d'un produit ou service.

1.2 Organisme gérant et structurant l'ACV

Trois organisations sont impliquées dans le développement des ACV, soit l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO), la Société de Toxicologie et Chimie Environnementales (SETAC) et le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) (Jolliet *et al.*, 2005).

Les normes ISO proviennent d'un accord international de 157 pays et sont reconnues sur l'ensemble de la planète (Organisation internationale de normalisation, 2008b). En ce qui concerne le cycle de vie des produits, ISO a créé deux normes (Organisation internationale de normalisation, 2008a) :

- ISO 14040 :2006 : Principes et cadre de l'analyse du cycle de vie
- ISO 14044 :2006 : Exigences et lignes directrices de l'analyse du cycle de vie

La SETAC, quant à elle, fournit une infrastructure internationale sous forme de plate-forme d'échanges entre scientifiques et non scientifiques de différents domaines d'expertise permettant des avancées dans la science, la méthodologie et l'application des ACV (SETAC, 2005). Entre autres, elle est responsable de la promotion de la «PNUE\SETAC Initiative pour le Cycle de Vie». Cette initiative, démarrée en 2002, a pour but «la mise en pratique des approches cycle de vie et l'amélioration des outils de support au moyen de données et d'indicateurs plus précis» (PNUE, 2006).

1.3 Principales phases d'une ACV

La méthodologie qu'est l'ACV peut être divisée en quatre phases principales, soit la définition de l'objectif et du champ de l'étude, l'inventaire, l'évaluation des impacts et la phase d'interprétation comme il est possible de le voir à la Figure 1.2 (ISO 14044, 2006).

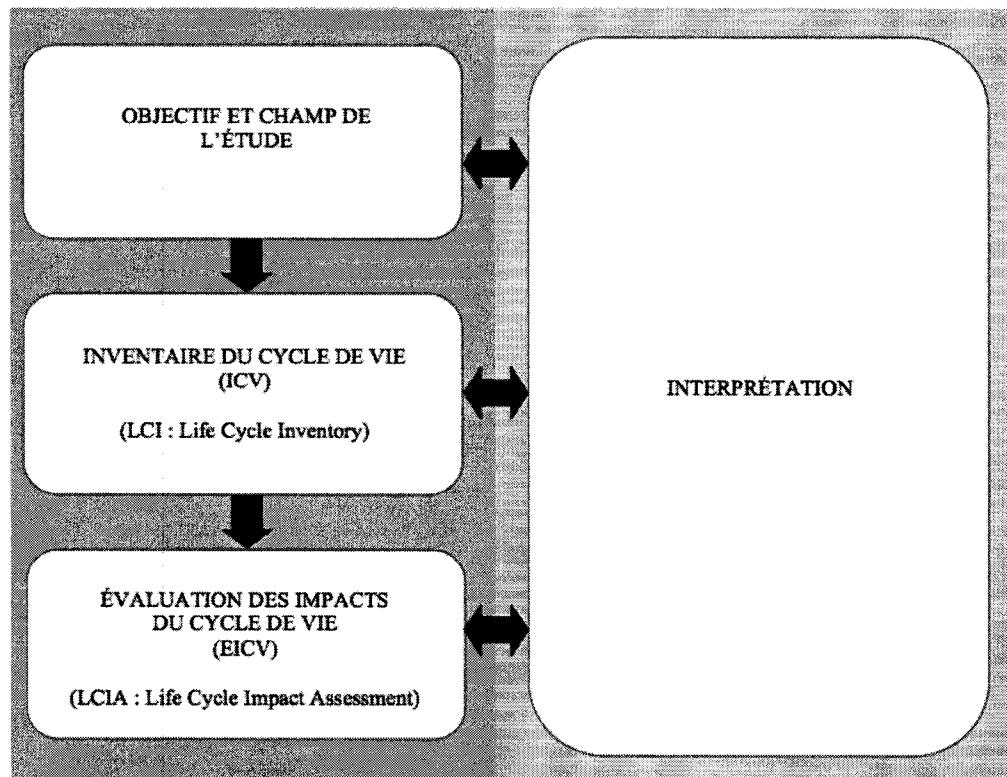


Figure 1.2: Principales phases de l'ACV.

1.3.1. L'objectif et le champ de l'étude

Le champ de l'étude, incluant les limites du système et le niveau de détail d'une ACV, dépend du sujet à l'étude et de l'utilisation que l'on veut faire des résultats de l'étude (ISO 14044, 2006). L'ampleur et la précision d'une ACV peuvent différer considérablement selon l'objectif de l'étude. Cette phase permet de poser le problème en définissant la fonction du système, l'unité fonctionnelle, les limites du système, le scénario de base et les possibilités (Jolliet *et al.*, 2005).

L'objectif en tant que tel identifie qui fera l'étude, pourquoi elle sera effectuée et à qui elle s'adresse (Jolliet *et al.*, 2005). Le champ de l'étude, quant à lui, regroupe tous les éléments suivants (ISO 14040, 2006) :

- Fonction du système
- Unité fonctionnelle
- Système à étudier
- Frontières du système
- Règles d'allocation
- Méthode d'impact utilisée
- Exigences portant sur les données
- Hypothèses
- Limitations
- Exigences initiales de qualité des données
- Le type de revue critique
- Le format du rapport spécifié pour l'étude

Pour comparer deux ou plusieurs systèmes, il faut s'assurer que tous les systèmes ont la même fonction et qu'il est possible de quantifier cette fonction. Cette grandeur sous laquelle les systèmes sont comparés se nomme l'unité fonctionnelle (Jolliet *et al.*, 2005). Elle doit être mesurable et additive. Ce n'est pas un rapport.

Une façon de visualiser la modélisation d'un système c'est par une boîte représentant un processus unitaire comme il est possible de voir à la Figure 1.3. Dans cette boîte, il entre et sort les flux élémentaires (FE), éléments de l'écosphère, et un flux de produits (FP), éléments de la technosphère, correspondant à l'unité fonctionnelle (Jolliet *et al.*, 2005). Un flux élémentaire entrant est un élément, matière ou énergie, qui a été puisé dans l'environnement sans transformation humaine préalable (ISO 14040, 2006). Un flux élémentaire sortant est un élément, matière ou énergie, qui est rejeté dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure comme des émissions dans l'air, l'eau et le sol (ISO 14040, 2006). Lorsqu'il s'agit d'un processus élémentaire (PE) en amont (arrière-plan), il en entre et en sort des flux élémentaires de même qu'un flux de produits ou services intermédiaire pondéré par rapport à l'unité fonctionnelle (Jolliet *et al.*, 2005). Un flux contient toujours deux informations, premièrement sa provenance, que ce soit de la matière, de l'énergie ou un processus élémentaire auquel il fait référence, et deuxièmement la quantité de matière, énergie ou de processus élémentaire nécessaire au processus unitaire ou au processus élémentaire en aval. Lors de la modélisation d'un système, les liens sont créés entre les différents processus de l'extraction des matières premières à la fin de vie des produits en passant par la fabrication et l'utilisation.

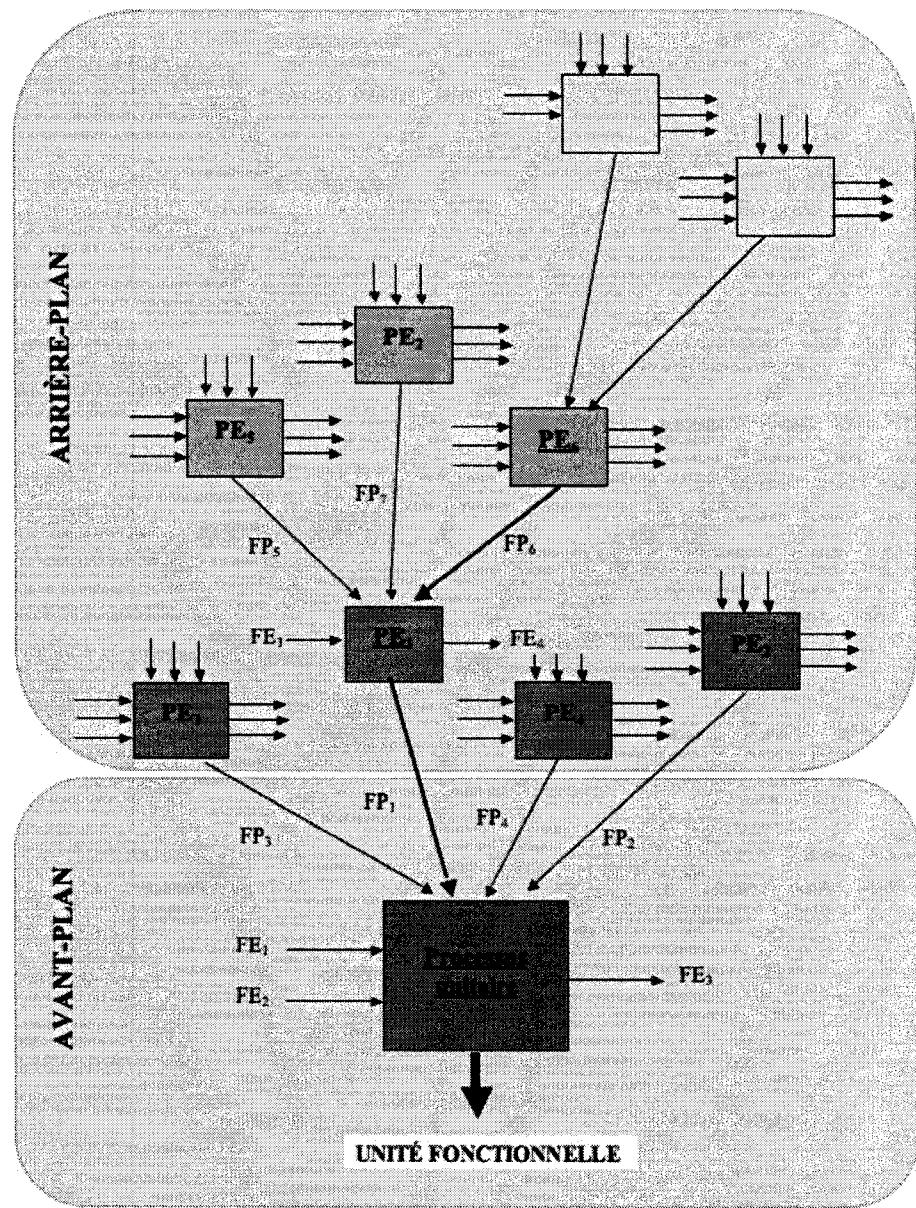


Figure 1.3 : Arbre des processus.

1.3.2. L'inventaire du cycle de vie

La deuxième phase, soit l'inventaire du cycle de vie, consiste à réaliser le bilan des entrées et des sorties du système à l'étude, et ce, pour tout le cycle de vie (ISO 14044, 2006). Par les sorties du système il est question des émissions polluantes dans l'air, dans l'eau et dans le sol. Les entrées, quant à elle, consistent en l'extraction des

matières premières renouvelables ou non renouvelables, ainsi qu'en l'utilisation des sols nécessaires à la réalisation de la fonction du système (Jolliet *et al.*, 2005). La collecte est d'autant plus exhaustive que l'objectif de l'étude l'exige (ISO 14044, 2006). Les données sur le terrain sont les plus près de l'objectif, mais il est rarement possible de les obtenir pour des questions d'absence de mesures ou de confidentialité. De plus, cette étape peut être très fastidieuse et coûteuse alors que le temps et le budget nécessaires ne sont pas forcément disponibles. Vu l'étendue des données à recueillir, les bases de données génériques sont utilisées pour effectuer une première version de l'ACV et ainsi déterminer quels éléments méritent d'être approfondis. Une base de données qui est fortement recommandée est ecoinvent car elle est très bien documentée et regroupe plus de 2600 processus. Il s'agit d'une base de données adaptée à l'Europe et plus particulièrement à la Suisse (Althaus *et al.*, 2004).

1.3.3. L'évaluation des impacts

Cette troisième phase permet de relier l'inventaire du cycle de vie à des impacts environnementaux, afin de mieux saisir leur importance (ISO 14044, 2006). La classification organise les émissions et les extractions, c'est-à-dire les flux élémentaires, dans les différentes catégories d'impacts auxquels elles contribuent. La caractérisation, qui peut être de différents niveaux d'agrégation, convertit les émissions et les extractions en une base commune soit par catégorie d'impacts ou par catégorie de dommages (Jolliet *et al.*, 2005). À titre d'exemple, les catégories d'impacts de la méthode IMPACT 2002+ sont disponibles au Tableau A. 1 de l'Annexe A.

1.3.4. L'interprétation

La phase d'interprétation consiste à résumer et discuter des résultats de la phase d'inventaire ou de la phase d'évaluation des impacts ou les deux afin de conclure ou de faire des recommandations en conformité avec l'objectif et le champ de l'étude (ISO 14044, 2006). Dans ce but, il faut à la fois analyser les résultats déterministes, mais aussi les mettre en perspective par rapport à leur analyse d'incertitudes. Différentes

techniques sont utilisées pour analyser les incertitudes, comme la propagation des incertitudes sur le résultat final et les analyses de sensibilité des hypothèses émises, lors de la création du système. Ces hypothèses peuvent avoir été posées par rapport aux limites du système, aux processus choisis et aux quantités de flux (Jolliet *et al.*, 2005). Les paramètres les plus influents sont recherchés afin de vérifier s'il existe des points d'inflexions dans nos conclusions et recommandations.

2 REVUE DE LITTÉRATURE

Dans la phase d'interprétation de l'ACV, il convient d'effectuer un certain nombre de vérifications afin de s'assurer de la robustesse et de la fiabilité des résultats en relation avec l'objectif de l'étude. Différentes techniques de contrôle sont proposées par ISO :14 044 dont l'analyse d'incertitudes qui «est une procédure pour déterminer comment les incertitudes des données et les hypothèses évoluent dans le calcul et influencent la fiabilité des résultats» (ISO 14044, 2006). Il est démontré par Ciroth *et al.* (2002) que la variabilité spatiale en inventaire peut avoir un impact sur les résultats d'une ACV. D'ailleurs, la SETAC reconnaît la variabilité spatiale comme une source d'incertitudes dont il faut tenir compte dans l'évaluation de la qualité des données (de Beaufort *et al.*, 2002). Il est possible de tenir compte de la qualité des données en leur attribuant des indicateurs de qualité qui lient ainsi la donnée à son contexte d'étude (Weidema et Wesnaes, 1996). Une façon d'améliorer la variabilité spatiale dans la phase d'évaluation des impacts est la régionalisation, c'est-à-dire la différenciation spatiale des données (Toffoletto *et al.*, 2007). Le concept de régionalisation peut aussi être appliqué à la phase d'inventaire comme c'est le cas dans ecoinvent, la base de données européennes, où la régionalisation de l'Europe est effectuée par pays (Frischknecht et Rebitzer, 2005). Étant donné l'étendue du territoire canadien, il est important de vérifier si le niveau de résolution spatiale ajoute ou non de l'incertitude aux réponses, et ce, par souci d'amélioration de la représentativité des données. La représentativité des données indique le degré de concordance entre la donnée disponible et la qualité de la donnée nécessaire pour respecter l'objectif de l'étude (de Beaufort *et al.*, 2002). Contrairement à l'Europe, il existe peu de données d'inventaire en analyse de cycle de vie propre au Canada (Curran et Notten, 2006). Puisque l'élaboration d'une dite base de données nécessite beaucoup d'efforts en termes de collecte de données et d'évaluation de la qualité de ces données, il est jugé capital d'évaluer si la régionalisation de ce dit inventaire peut effectivement améliorer la qualité des données disponibles avant d'entreprendre sa modélisation dans une base de données.

En mathématique statistique, des tests d'hypothèses sont employés pour décider si les moyennes, de deux groupes représentés par des distributions de probabilité, sont différentes l'une de l'autre (Montgomery, 2001). En ACV, ces groupes peuvent être les distributions de probabilités des impacts environnementaux d'un même processus unitaire adapté à deux régions différentes. Les distributions de probabilités de ces processus unitaires proviennent de la propagation de toutes les sources d'incertitudes introduites dans le système à l'étude, c'est-à-dire dans l'évaluation du cycle de vie du produit (Lloyd et Ries, 2007). Pour obtenir ces distributions, la littérature propose des moyens pour évaluer les différentes sources d'incertitudes afin de pouvoir les propager à travers le cycle de vie. Par contre, étant donné la quantité des données d'incertitudes nécessaires et la difficulté de quantifier cette incertitude, une des méthodes de quantification proposée est l'utilisation des indicateurs de qualité transformés en facteurs d'incertitudes (de Beaufort *et al.*, 2002). Bien que très utile pour établir les enjeux importants d'une ACV (Heijungs, 1996), ils sont insuffisants, de par leur nature, pour distinguer des données de même niveau de qualité comme c'est le cas dans une régionalisation. En effet, si une donnée canadienne sert à représenter un système au Québec versus le même système en Ontario, la qualité des données est équivalente puisque les données proviennent de la même source. De plus, la corrélation entre les données et le contexte de l'étude est le même, soit une donnée provenant d'une région plus grande que la région à l'étude, mais dont celle-ci fait partie (Weidema et Wesnaes, 1996). Donc, pour évaluer si la régionalisation d'un inventaire réduit effectivement les incertitudes associées aux résultats d'impacts de cet inventaire, il faut absolument quantifier la variabilité spatiale.

Dans ce mémoire, la problématique de la régionalisation de l'inventaire canadien du cycle de vie des produits est traitée. Dans ce but, il est proposé de travailler avec les distributions de probabilités des processus unitaires régionalisés. De ce fait, les sources d'incertitudes sont présentées afin de pouvoir les distinguer et appliquer des méthodes

de quantification appropriées pour l'étude. D'ailleurs, les méthodes de quantification sont détaillées pour juger de leur applicabilité et de leur pertinence. Finalement, un survol des méthodes de propagation de l'incertitude est fait pour expliquer le choix de la méthode adoptée dans ce mémoire.

2.1 Les sources d'incertitudes

Dans la phase d'interprétation, telle que décrite par ISO: 14 044 (2006), il est stipulé qu'il y a de l'incertitude liée aux données d'inventaire et lorsque possible, cette incertitude devrait être caractérisée par des intervalles et/ou des distributions de probabilités afin d'en évaluer l'impact sur les résultats finaux. Dans ce but, la littérature permet d'identifier les sources d'incertitudes. Huijbregts (1998) distinguent huit classes. Premièrement, l'incertitude sur les paramètres qui fait référence à l'ensemble des erreurs de mesure empiriques, aux données manquantes et aux données non représentatives, incomplètes ou désuètes (Huijbregts, 1998). Cette catégorie couvre aussi les erreurs statistiques. L'incertitude du modèle réfère plutôt aux erreurs engendrées par les hypothèses posées ainsi que les simplifications réalisées lors de l'élaboration d'un modèle linéaire au lieu de non-linéaire (Huijbregts, 1998). L'incertitude due aux choix provient de tous les choix qui doivent être faits dans les différentes phases de l'ACV (Huijbregts, 1998). Comme il n'y a pas toujours une seule bonne réponse, l'incertitude due aux choix est présente dans les méthodes d'allocation, dans l'unité fonctionnelle, dans les limites du système et dans les méthodes de caractérisation. La variabilité spatiale renvoie à la variabilité observable due aux différents lieux géographiques (Huijbregts, 1998). Elle inclut des facteurs tels que les particularités technologiques ou socioéconomiques, les conditions environnementales, etc. Au niveau de l'inventaire, on fait référence au fait qu'une région peut être divisée en sous-régions lesquelles, de par leur disparité géographique, ont des bilans d'émissions différents pour un même processus. La variabilité temporelle, quant à elle, englobe tout ce qui touche à la variabilité dans le temps, comme la différence entre les émissions journalières, hebdomadaires ou annuelles, ou encore l'année où les données ont été recueillies

(Huijbregts, 1998). La variabilité entre la source et les objets exprime la variation qui existe dans le bilan environnemental d'un produit conçu dans deux usines différentes avec le même processus, mais dont la technologie diffère (Huijbregts, 1998). Le manque de données peut aboutir à une modélisation avec des trous dans les données (Huijbregts *et al.*, 2001), et ce, soit pour les flux de produits ou les flux élémentaires. Les données non représentatives (Huijbregts *et al.*, 2001) sont une forme d'incertitudes qui résulte souvent de l'emploi de données similaires à l'étude pour combler le manque de données (Björklund, 2002). Il s'agit d'une forme d'incertitudes qui lie la donnée au contexte de l'étude. Coulon *et al.* (1997) considèrent alors qu'il s'agit de la qualité d'une donnée. Weidema et Wesnaes (1996) définissent trois formes de données non représentatives. Tout d'abord, la corrélation temporelle représente la corrélation entre l'année de l'étude et l'année de la prise de données. La corrélation géographique, quant à elle, exprime la corrélation entre les données de la région à l'étude et les données de la région disponible. En d'autres mots, la corrélation géographique recherche le lien entre les données d'un processus pour l'Europe, par exemple, et celles pour ce même processus en Amérique du Nord. Finalement, la corrélation technologique recherche le lien entre le processus connu et celui qui est à l'étude. Dans cette dernière catégorie, il s'agit d'incertitudes qui ne sont pas déjà comprises dans la corrélation géographique. Björklund (2002) recense encore trois autres types d'incertitudes. L'incertitude épistémologique est définie comme étant le manque de connaissances à propos d'un système, et ce, particulièrement lors de projections futures. L'estimation des incertitudes qui est basée sur le jugement de la personne qui réalise l'étude est en soi une forme d'incertitudes. Les erreurs peuvent être le simple fait de se tromper dans une transcription, un calcul ou encore dans un choix de processus. Un résumé de ces différentes sources d'incertitudes est disponible à l'Annexe B pour une vue d'ensemble de ces dernières à travers les différentes phases de l'ACV.

Björklund (2002) fait une distinction entre incertitude et variabilité. Les incertitudes sont dues au fait que la valeur réelle d'une donnée n'est jamais connue. La variabilité, quant

à elle, représente l'hétérogénéité naturelle des données (Björklund, 2002). En mathématique statistique, la variabilité est attribuée à la variabilité intra-groupe ou à la variabilité intergroupe (Montgomery, 2005). La variabilité intra-groupe correspond à une variation à l'intérieur d'un ensemble provenant de sources difficilement identifiables. C'est une façon différente de dire que la valeur réelle d'une donnée n'est jamais connue. La variabilité intergroupe, quant à elle, fait plutôt référence à la variation qui existe entre deux groupes distincts d'un même ensemble. Pour évaluer s'il est possible de distinguer la variabilité intergroupe de la variabilité intra-groupe, des tests d'hypothèses, tels que définis en analyse statistique, peuvent être utilisés (Montgomery, 2005). En ACV, la variabilité spatiale intergroupe correspond à la différenciation spatiale des données d'un même niveau de régionalisation. Un niveau de régionalisation étant un regroupement de données par continent, par pays ou par région (de Beaufort *et al.*, 2002). L'intra-variabilité représente alors toutes les formes d'incertitudes liées à la donnée existant à l'intérieur de la région à l'étude. Si l'intra-variabilité est plus grande que l'intervariabilité spatiale, il va de soi que la régionalisation, sous ces conditions, n'est pas possible. Par définition, l'intra-variabilité d'un niveau de régionalisation doit contenir l'intervariabilité du niveau de régionalisation inférieur qu'il contient. Par exemple, l'intra-variabilité des données de l'Amérique du Nord doit contenir l'intervariabilité, si elle existe, du Canada, des Etats-Unis et du Mexique, de même que la variabilité naturelle des données et toutes les autres sources d'incertitudes présentées dans cette section.

Dans ce mémoire, l'intervariabilité spatiale est à l'étude. Dans le but de respecter les normes ISO :14 040 et 14 044 en matière de qualité des données, celle-ci est évaluée pour chaque région et elle est incluse dans l'intra-variabilité. Il est donc important de reconnaître les sources d'incertitudes, afin de pouvoir les intégrer au système.

2.2 Moyens pour qualifier ou quantifier l'incertitude dans les données d'inventaire

Les analyses qualitatives définies par Maurice *et al.* (2000) consistent à caractériser les données à l'aide des informations disponibles à leur sujet. Les résultats de cette analyse sont souvent présentés sous forme de vecteurs contenant des indicateurs de qualité de type DQI (Data Quality Indicator) qui sont eux-mêmes plus ou moins objectifs, car ils dépendent en partie de la perception qu'on a des données d'inventaire. Les DQI sont des valeurs semi-quantitatives qui sont attribuées aux données d'inventaire utilisées dans une étude d'ACV sur la base d'une échelle plus ou moins souple selon les auteurs. Ils varient généralement de 1 à 5 selon que la qualité de la donnée est médiocre ou excellente (Weidema et Wesnaes, 1996), (Kennedy *et al.*, 1996).

La procédure formelle pour gérer l'incertitude sur les données d'inventaire établie par Weidema et Wesnaes (1996) contient 5 DQI qui sont jugés suffisants et nécessaires pour décrire la qualité des données (Weidema et Wesnaes, 1996). Il s'agit de : la fiabilité de la donnée (indépendant de l'objectif de l'étude) incluant une évaluation de la méthode d'échantillonnage et des procédures de vérification; l'exhaustivité de la donnée (indépendant de l'objectif de l'étude), incluant la représentation statistique de la donnée, le nombre de mesures effectuées dans l'échantillon et l'intervalle de temps durant lequel les données ont été prélevées; la corrélation temporelle, spatiale et technologique entre la donnée et l'objectif de l'étude (Weidema et Wesnaes, 1996). Cette méthode permet d'identifier les sources d'incertitudes, mais pas de les quantifier. En effet, Weidema tient à préciser qu'il n'est pas possible d'agréger les DQI en tant que tel, car ce sont des chiffres indicateurs de qualité et donc ils ne devraient pas être considérés comme des nombres pouvant être sommés (Weidema et Wesnaes, 1996). Le Tableau 2.1 résume la matrice de pedigree de Weidema et Wesnaes (1996).

Tableau 2.1: Matrice de pedigree avec 5 DQI, de (Weidema et Wesnaes, 1996)

DQI	1	2	3	4	5
Fiabilité	Données vérifiées et basées sur des mesures	Données vérifiées et partiellement basées sur des hypothèses ou données non vérifiées, mais basées sur des mesures	Données non vérifiées et partiellement basées sur des hypothèses	Hypothèses effectuées par des experts	Hypothèses effectuées par des non-experts
Exhaustivité	Données représentatives d'un échantillon suffisant de sites sur une période adéquate permettant de normaliser les fluctuations	Données représentatives d'un échantillon plus petit de sites, mais pour une période adéquate	Données représentatives d'un nombre adéquat de sites, mais pour une période plus courte	Données représentatives, mais pour un nombre plus petit de sites et une période plus courte ou données incomplètes d'un échantillon suffisant de sites sur une période adéquate	Représentativité inconnue ou données incomplètes d'un petit nombre de sites et/ou pour une période plus courte
Corrélation temporelle	Moins de trois ans de différence avec l'objectif de l'étude	Moins de 6 ans de différence	Moins de 10 ans de différence	Moins de 15 ans de différence	Âge de la donnée inconnu ou supérieur à 15 ans
Corrélation géographique	Données de la région à l'étude	Données moyennes d'une région plus grande que la région à l'étude, mais dont celle-ci fait partie	Données d'une région ayant des conditions de production similaire	Données d'une région ayant des conditions de production légèrement similaire	Données d'une région inconnue ou ayant des conditions de production très différentes
Corrélation technologique supplémentaire	Données d'entreprises, de processus et de matériaux à l'étude	Données de processus et de matériaux à l'étude, mais d'entreprises différentes	Données de processus et de matériaux à l'étude, mais de technologies différentes	Données de processus ou de matériaux similaires à l'étude, mais de même technologie	Données de processus ou de matériaux similaires à l'étude, mais de technologies différentes

Kennedy et al. proposent eux aussi une méthode basée sur une analyse qualitative des données d'inventaire utilisant des DQI (Kennedy *et al.*, 1996), (Kennedy *et al.*, 1997). Contrairement à Weidema et Wesnaes (1996), ils agrègent les DQI pour ensuite les transformer en distribution statistique (distribution bêta), ce qui donne une estimation des incertitudes ou du moins de l'étalement possible des données en fonction de leur qualité. La méthode de Kennedy et al. sert principalement lorsque peu d'informations sur les données sont disponibles, c'est-à-dire quand il est impossible de créer la fonction de distribution de probabilités réelle des données. Le principal reproche qui leur est fait provient du fait qu'ils agrègent les DQI. En effet, une mauvaise cote (DQI) pour une donnée n'équivaut pas forcément au même coefficient de variation d'une autre donnée. Néanmoins, c'est une technique qui mérite réflexion car elle permet tout de même de quantifier, et donc de ne pas oublier, le caractère incertain de différentes données (Kennedy *et al.*, 1997).

Coulon *et al.* (1997) tiennent à préciser que l'incertitude et la qualité des données, exprimées par les DQI, sont deux éléments différents. Effectivement, l'incertitude est liée à la donnée elle-même, alors que la qualité des données est liée à l'objectif de l'étude. À titre d'exemple, si les données sur la fabrication d'automobiles aux Etats-Unis ont peu d'incertitudes, il n'est pas dit qu'elles auront la même qualité si elles sont employées en Europe. Par contre, lorsque la qualité des données est quantifiée, à partir des DQI ou de données sources, elle peut être regroupée aux incertitudes de la donnée et le terme incertitude est alors employé pour identifier à la fois l'incertitude et la qualité des données (Huijbregts *et al.*, 2001).

Le code de pratique de l'inventaire du cycle de vie suggère de tenir compte des incertitudes sur les paramètres et les différentes sources de variabilité (de Beaufort *et al.*, 2002). La méthodologie d'évaluation qualitative de la représentativité des données qui est proposée s'inspire de trois des DQI de Weidema et Wesnaes (1996), soit la corrélation géographique, temporelle et technologique. Les DQI sont transformés en

facteurs d'incertitudes, qui sont élaborés par des experts. Cette évaluation quantitative des DQI peut provenir d'analyses empiriques de séries chronologiques ou du croisement des données d'émissions ou extractions des processus par rapport à leur unité fonctionnelle. Le flux (la donnée) initialement disponible est alors multiplié par ces facteurs d'incertitudes pour obtenir un flux ayant une incertitude représentative de la qualité de donnée qu'il représente par rapport à l'objectif de l'étude (de Beaufort *et al.*, 2002).

Lors de la collecte de données, il est parfois possible d'obtenir suffisamment d'informations pour en déduire la distribution de probabilités. Les distributions suivantes sont généralement utilisées en ACV: uniforme, triangulaire, normale, log-normale (Björklund, 2002). À partir de données d'échantillonnage, des méthodes statistiques, telles que «Goodness of fit», peuvent être employées pour identifier la fonction de distribution qui représente le mieux les données (Sugiyama *et al.*, 2005). Certains auteurs suggèrent que, lorsqu'il n'y a pas suffisamment d'informations, les types de distributions de probabilités à utiliser soient établies par des experts (Björklund, 2002).

Étant donné la difficulté d'obtenir de l'information sur les données pour, entre autres, des raisons de confidentialité ou que tout simplement aucune mesure n'a été effectuée, la méthode semi-quantitative des DQI est souvent utilisée. D'ailleurs, la technique de transformation des DQI en facteur d'incertitudes décrite par de Beaufort et al (2002) est celle privilégiée par les concepteurs de la base de données ecoinvent (Althaus *et al.*, 2004). De cette façon, ils tiennent compte de la fiabilité, de la complétude, des trois formes de corrélation, de la taille de l'échantillon et de l'incertitude de base associée aux données d'inventaire. Les distributions de probabilités employées dans cette base de données sont principalement de type lognormale où l'écart-type provient de l'agrégation des incertitudes selon l'équation suivante (Althaus *et al.*, 2004):

$$\sigma_g^2 = \exp \sqrt{[\ln(U_1)]^2 + [\ln(U_2)]^2 + [\ln(U_3)]^2 + [\ln(U_4)]^2 + [\ln(U_5)]^2 + [\ln(U_6)]^2 + [\ln(U_b)]^2}$$

avec

σ_g : écart - type géométrique

U_1 : facteur d' incertitude de la fiabilité

U_2 : facteur d' incertitude de la complétude

U_3 : facteur d' incertitude de la corrélation temporelle

U_4 : facteur d' incertitude de la corrélation spatiale

U_5 : facteur d' incertitude de la corrélation technologique

U_6 : facteur d' incertitude de la taille de l'échantillon

U_b : facteur de l'incertitude de base

Pour ce mémoire, les DQI transformés en facteurs d'incertitudes sont employés pour évaluer l'intra-variabilité à moins que l'information quantitative soit disponible. L'utilisation des indicateurs de qualité agrégés est jugée suffisante pour tenir compte de l'intra-variabilité des processus à l'étude. Les valeurs moyennes des distributions représentant l'intervariabilité des régions proviendront d'une collecte de données supplémentaires. En effet, les DQI ne sont plus suffisants ici, puisque la corrélation géographique des données à l'étude serait la même et donc impossible à étudier.

2.3 Méthode de propagation de l'incertitude

Heijungs (1996) propose une méthode de type matriciel constituée de deux matrices. La première contient les valeurs moyennes et la seconde les incertitudes. Il s'agit ici des incertitudes sur les paramètres représentés sous forme de coefficients de variation. Son objectif est de mesurer, avec la première matrice, les contributions relatives des différents processus unitaires d'un inventaire de cycle de vie par rapport aux impacts totaux. Avec la seconde matrice, c'est la contribution relative des incertitudes des différents processus unitaires d'un inventaire de cycle de vie qui sont évaluées par rapport à l'incertitude totale. De cette façon, il est possible de trouver les plus grands contributeurs aux impacts environnementaux et aux incertitudes afin de mieux orienter les efforts de recherche de données. L'objectif poursuivi lors de cette recherche de données est de trouver de l'information qui permettra de diminuer les incertitudes des

données et de s'assurer de la justesse des choix de modélisation afin d'augmenter la fiabilité des résultats d'ACV.

Chevalier et Le Téno (1996) travaillent aussi avec des calculs matriciels. Dans leur cas, les incertitudes sont représentées par des distributions uniformes et ils n'emploient qu'une seule matrice. Les distributions uniformes nécessitent peu d'informations (valeur minimale, valeur maximale) et elles peuvent, selon les auteurs, être manipulées par calcul matriciel. Ces approches matricielles, qui n'ont été utilisées que par leurs auteurs, semblent être appropriées pour les systèmes à peu de variables, mais sont trop lourdes et trop coûteuses informatiquement parlant pour les systèmes qui contiennent des milliers de variables, comme ceux de l'ACV (Lloyd et Ries, 2007).

D'autres méthodes de propagation des incertitudes, comme les méthodes analytiques, où seulement les valeurs des paramètres des distributions de probabilités (moyenne, écart-type) sont nécessaires pour propager l'incertitude sur les résultats finaux, sont aussi citées dans la littérature. Par contre, elles n'ont pas été adaptées ou intégrées dans les logiciels d'ACV pour en simplifier leur utilisation et les rendre accessibles, et donc, demeurent des méthodes marginales (Heijungs et Huijbregts, 2004). Un autre exemple est la statistique bayésienne, qui est une méthode similaire à la statistique classique, mais où les distributions statistiques sont établies par des experts (Björklund, 2002). Plusieurs auteurs admettent cette méthode (Huijbregts, 1998) (May et Brennan, 2003) (Maurice *et al.*, 2000), mais, encore une fois, elle est peu utilisée en ACV (Heijungs et Huijbregts, 2004) (Lloyd et Ries, 2007).

De toutes les méthodes de propagation des incertitudes, et telles que compilées par Lloyd et Ries (2007), c'est l'approche stochastique basée sur les distributions statistiques qui est le plus souvent utilisée dans les études de cas. Autrement dit, dans le cadre d'une étude en ACV, c'est la méthode de calcul de type Monte Carlo qui est la plus fréquemment employée. Le principe de cette méthode de calcul est de tenir compte

de l'incertitude des données et de les insérer dans l'équation de sortie. Premièrement, les incertitudes des données d'entrée, qui sont des paramètres de l'équation, sont représentées par des distributions de probabilités. Ensuite, tous les paramètres de l'équation sont variés de façon aléatoire, mais cette variation est limitée à la distribution de probabilités de chaque paramètre. Cette opération est répétée «N» fois et le résultat final est une distribution statistique de la prédiction du résultat final (Huijbregts *et al.*, 2001). L'approche stochastique doit sa popularité au fait qu'elle permet d'obtenir des résultats quantitatifs et visuels de façon simple et rapide à l'aide de différents logiciels informatiques. Toutefois, elle nécessite de disposer d'une bonne quantité d'informations sur les données d'inventaire, comme le type de distribution, la moyenne et l'écart-type.

Certains auteurs, comme Huijbregts (1998) préfèrent utiliser la méthode de l'Hypercube latin. Cette méthode segmente la distribution de l'incertitude des paramètres en intervalles équiprobables ne se recouvrant pas. Ensuite, une valeur de chaque intervalle est sélectionnée de façon aléatoire selon la distribution de probabilités de cet intervalle. Toutes les valeurs aléatoires sélectionnées des distributions d'incertitudes des paramètres sont utilisées pour obtenir le résultat final. Ce calcul est répété plusieurs fois et produit une fonction de distribution du résultat final reflétant les distributions d'incertitudes des paramètres qui le composent. Comme les distributions d'incertitudes des paramètres sont divisées en intervalles équiprobables ne se recouvrant pas, cette méthode nécessite moins d'itération que la méthode Monte Carlo.

Une méthode pour évaluer l'incertitude liée à quelques paramètres dans un intervalle de confiance est l'analyse par scénario. Cette méthode peut s'apparenter à «analyse de sensibilité» (Björklund, 2002) dans le sens où un seul paramètre est varié à la fois pour évaluer l'impact de sa variation sur le résultat final. De par sa nature, cette méthode peut être utilisée lors de l'évaluation d'incertitudes liée aux choix (Huijbregts, 1998), mais peu adéquate pour l'évaluation de la variabilité associée à plusieurs paramètres simultanément.

Pour des raisons pratiques, la méthode de propagation par simulation de type Monte Carlo est retenue. Elle permet de tenir compte de la majorité des sources d'incertitudes en inventaire et de les propager sur les résultats finaux. En particulier, dans ce mémoire, cette méthode permet d'obtenir l'intra-variabilité des processus régionalisés. Les distributions de probabilités des résultats finaux ainsi obtenues serviront à vérifier si l'intervariabilité entre les systèmes de même niveau de régionalisation est statistiquement mesurable.

2.4 Problématique de la réduction de la variabilité spatiale en inventaire

En analyse de cycle de vie, il faut tenir compte des incertitudes afin d'obtenir des résultats fiables (de Beaufort *et al.*, 2002) et permettre une interprétation juste de ses résultats (ISO 14044, 2006). Pour ce faire, il faut que les sources d'incertitudes soient identifiées afin de pouvoir les quantifier et les propager jusqu'aux résultats finaux d'évaluation des impacts environnementaux. La variabilité spatiale est d'ailleurs une forme d'incertitudes qui revient dans toutes les ACV réalisées.

La modélisation des systèmes en ACV nécessite beaucoup d'informations. Étant donné que les collectes de données sont coûteuses en temps et en argent et se révèlent parfois infructueuses à cause d'un manque de données lié à des soucis de confidentialité ou encore qu'aucune mesure n'a été prise, les bases de données sont de bonnes options pour éviter un trou dans la modélisation. Or, au Canada, il n'existe pas de base de données exhaustives en ACV(Curran et Notten, 2006).

Que les données proviennent d'une collecte de données ou de l'adaptation d'une base de données existante, il faut tenir compte de la panoplie d'incertitudes liées à chaque donnée. Encore une fois, par manque de données ou à cause de la difficulté de quantifier certaines d'entre elles, des indicateurs de qualité sont employés pour tenir compte d'une partie des incertitudes (Huijbregts *et al.*, 2001). Ces indicateurs peuvent être transformés

en facteurs d'incertitudes pour être propageés sur les résultats finaux (Althaus *et al.*, 2004). Bien que très utile lorsqu'aucune autre information quantitative n'est disponible, cette technique ne permet pas de comparer les données de deux régions différentes modélisées par les mêmes données moyennes provenant d'une régions plus grande que les régions à l'étude, mais dont celles-ci font partie. Autrement dit, la variabilité spatiale ne peut pas être évaluée. Or, au Canada, de par l'étendue du territoire, il est important de vérifier s'il est possible de diminuer l'incertitude liée à la variabilité spatiale en régionalisant l'inventaire. La réponse à cette question permet de mieux orienter les collectes de données lors de la réalisation d'ACV afin d'obtenir des résultats de meilleure qualité. Elle permet également d'évaluer si les efforts de modélisation d'une base de données régionalisée au Canada sont justifiés.

Les indicateurs de qualité (DQI) transformés en facteurs d'incertitudes sont utiles pour représenter l'incertitude et la qualité des données, lorsque aucune autre information quantitative n'est disponible (Heijungs, 1996). D'ailleurs, dans ce mémoire, ils serviront à évaluer l'intra-variabilité des données régionalisées. Par contre, lorsque vient le temps de mesurer s'il est possible de diminuer la contribution à l'incertitude d'un paramètre, une quantification de cette incertitude est nécessaire (Heijungs, 1996). De ce fait, dans ce mémoire, une quantification de la variabilité spatiale est effectuée pour évaluer l'intervariabilité des données régionalisées. Afin de tenir compte de toutes les sources d'incertitudes dans l'évaluation des impacts des systèmes régionalisés, la propagation des incertitudes sur les résultats finaux est effectuée avec des simulations de type Monte Carlo.

3 HYPOTHÈSE ET OBJECTIFS

La problématique de la justification d'une régionalisation de l'inventaire canadien étant établie, il est possible de formuler une hypothèse de travail et d'établir les objectifs de ce mémoire. Voici donc l'hypothèse et les objectifs de l'étude.

3.1 Hypothèse

La quantification de la variabilité spatiale par l'analyse statistique de l'inventaire du cycle de vie justifie le besoin de la régionalisation de cet inventaire.

3.2 Objectifs

Pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, l'objectif principal de ce projet est de déterminer, à l'aide de tests statistiques d'hypothèses, si l'ensemble de l'inventaire canadien du cycle de vie gagne en représentativité grâce à la régionalisation d'un flux faisant partie d'un grand nombre de systèmes. Pour atteindre cet objectif principal, trois objectifs intermédiaires ont été définis, permettant ainsi d'apprécier la réussite de chacune des étapes de la méthodologie.

1. Identifier un flux dominant de l'inventaire qui peut être divisé en différents regroupements spatiaux (provinces/écozones...) à l'intérieur du Canada.
2. Déterminer si, au niveau des impacts environnementaux globaux, les moyennes des distributions de probabilités, provenant du flux prépondérant de l'inventaire, sont statistiquement différentes d'un regroupement spatial par rapport à l'autre dans un intervalle de confiance de 90%.
3. Démontrer qu'il existe une différence statistique entre les impacts environnementaux globaux de différents regroupements spatiaux pour l'avant-plan et l'arrière-plan d'un ensemble d'ACV.

4 MÉTHODOLOGIE DE LA RECHERCHE

La méthodologie de la recherche est divisée en trois grandes étapes qui répondent successivement aux trois objectifs intermédiaires établis : 1) Identification d'un flux dominant par sa fréquence d'utilisation dans l'ensemble de l'inventaire du cycle de vie; 2) Évaluation statistique de la variabilité spatiale du flux dominant sur les impacts environnementaux globaux; 3) Évaluation statistique de la variabilité spatiale dans l'ensemble de l'inventaire du cycle de vie. Une vue d'ensemble de la méthodologie est présentée à la Figure 4.1 où les étapes principales sont représentées par des losanges. Les rectangles et les ovales représentent respectivement les étapes intermédiaires et les particularités des types de flux.

À l'étape 1, pour identifier le flux dominant de l'inventaire canadien du cycle de vie, le choix qui a été fait est celui de représenter cet inventaire par la base de données ecoinvent 1.3, qui comprend plus de 2600 processus unitaires. Chaque processus unitaire de cette base de données représente une ACV de type «berceau à barrière» lorsque tout son arbre des processus est pris en considération. La fréquence d'utilisation prépondérante d'un flux élémentaire ou d'un flux de produits par l'ensemble de ces processus unitaires indique que ce flux représente un élément d'étude intéressant, car il a la possibilité d'exercer une influence sur les résultats dans un grand nombre d'ACV (étape 1.1). Une fois le flux dominant identifié, une collecte de données est nécessaire pour déterminer s'il peut être divisé en différents regroupements spatiaux à l'intérieur du Canada (étape 1.2).

À l'étape 2 et 3, étant donné que l'impact des incertitudes sur le résultat final est recherché, le logiciel SimaPro de PRé Consultants est choisi comme outil de travail. Ce logiciel supporte plusieurs bases de données dont ecoinvent et des analyses de type Monte Carlo. Dans l'objectif de ne pas confondre la variabilité spatiale en inventaire et celle des facteurs de caractérisation régionale, seulement les catégories d'impacts environnementaux globaux sont utilisées pour mesurer la présence de ladite variabilité

spatiale en inventaire sur les résultats finaux (Toffoletto *et al.*, 2007). Les catégories d'impacts dites globales, sont : «Changement climatique», «Extraction de minerais», «Ressource non renouvelable» et «Destruction de la couche d'ozone». Pour plus de détails sur les flux élémentaires contribuant à ces catégories d'impacts, selon la méthode d'impact IMPACT 2002+, se référer à l'Annexe A. À l'étape 2 et 3 de la méthodologie, des tests d'hypothèses de comparaison des moyennes sont effectués sur les distributions de probabilités des impacts environnementaux des processus unitaires régionalisés versus le processus unitaire non régionalisé pour vérifier la présence d'intervariabilité entre les différents groupements spatiaux du flux modélisé. Le test d'hypothèse utilisé dans ce mémoire pour vérifier l'hypothèse nulle, c'est-à-dire l'équivalence des moyennes de deux distributions ($H_0 : \mu_1 - \mu_2 = 0$), est le t-test (Amiot, 1990) :

$$\frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\sqrt{\left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2}\right) \frac{(n_1 - 1)S_{n_1-1}^2 + (n_2 - 1)S_{n_2-1}^2}{n_1 + n_2 - 2}}} : T_{n_1+n_2-2} \quad (4.1)$$

avec les conditions d'application $\begin{cases} \sigma_1^2 \text{ et } \sigma_2^2 \text{ inconnus mais égaux} \\ X_1 : \text{normale et } X_2 : \text{normale} \end{cases}$

\bar{X}_1 et \bar{X}_2 : moyenne des échantillons 1 et 2

n_1 et n_2 : taille des échantillons 1 et 2

σ_1^2 et σ_2^2 : variance de la population 1 et 2

où : $S_{n_1-1}^2$ et $S_{n_2-1}^2$: estimation de la variance des populations 1 et 2

$S_{n-1}^2 = \frac{n}{n-1} s^2$: où s est l'écart-type de l'échantillon

μ_1 et μ_2 : moyenne des populations 1 et 2

Pour satisfaire l'hypothèse nulle (H_0) avec un niveau de confiance de 90%, la valeur calculée doit être inférieure à 1,645 ou supérieure à -1,645. L'hypothèse alternative ($\mu_1 - \mu_2 \neq 0$) est identifiée par H_1 . Il y a donc deux résultats possibles au test d'hypothèse, soit l'hypothèse nulle est retenue si $H_0 : \mu_1 - \mu_2 = 0$ ou elle est rejetée au profit de ($H_1 : \mu_1 - \mu_2 \neq 0$). Afin de remplir les conditions d'application de ce test, le nombre d'itérations dans les simulations de type Monte-Carlo est fixé à 1000. De cette façon, selon le théorème de la limite centrale, les distributions tendent vers une normale

(Hines et Montgomery, 1990). Advenant le cas où une seule émission ou quelques unes seulement sont sommées dans une catégorie d'impacts, étant donné la nature des distributions de probabilités dans ecoinvent (lognormale), le résultat de cette sommation étant une distribution lognormale, cette dernière devra être transformée en distribution normale afin d'employer le t-test. Étant donné que le cycle de vie du processus est considéré dans la sommation des impacts, cette situation, quoique possible, est tout de même peu probable.

$$\begin{aligned} \mu_y &= \ln(\tilde{x}) & \bar{x} &: \text{Valeur moyenne de la distribution lognormale} \\ s_y^2 &= 2 * (\ln(\bar{x}) - \mu_y) & \tilde{x} &: \text{Valeur médiane de la distribution lognormale} \\ \text{où } & \mu_y : \text{Valeur moyenne de la distribution normale} & & (4.2) \\ & s_y^2 : \text{Variance de la distribution normale} \end{aligned}$$

Autrement, si les variances ne sont pas équivalentes, il est aussi possible d'employer le t-test, mais le degré de liberté n'est plus $n_1 + n_2 - 2$, mais (Hines et Montgomery, 1990):

$$\frac{\left(\frac{S_{n_1-1}^2}{n_1} + \frac{S_{n_2-1}^2}{n_2} \right)^2}{\frac{(S_{n_1-1}^2/n_1)^2}{n_1+1} + \frac{(S_{n_2-1}^2/n_2)^2}{n_2+1}} - 2 \quad (4.3)$$

À l'étape 2, pour répondre au second objectif, qui est de déterminer si les impacts environnementaux du flux identifié à l'étape 1 sont statistiquement différents d'un regroupement spatial à l'autre, il faut modéliser les impacts environnementaux du flux autant de fois qu'il y a de regroupements spatiaux. Pour ce faire, des tests d'hypothèses sont d'abord faits sur les distributions de probabilités des impacts environnementaux des différents flux composant le processus élémentaire à l'étude (étape 2.1). Ensuite, les éléments clés de la modélisation sont identifiés afin de limiter la collecte de données aux enjeux importants de cette modélisation (étape 2.2). Finalement, des tests d'hypothèses sont effectués sur les distributions de probabilités des impacts environnementaux des différents regroupements spatiaux du ou des processus élémentaires modélisés (étape 2.3). Il est à noter que, selon la nature du flux identifié (quantité de flux élémentaire, type de flux élémentaire, quantité de flux de produits, type de flux de produits), certaines

étapes intermédiaires ne s'appliquent pas. La section 4.2 détaille cette particularité de la modélisation des impacts environnementaux du flux à l'étude.

À l'étape 3, l'objectif est de démontrer qu'il existe une différence statistique entre les impacts environnementaux globaux de différents regroupements spatiaux pour l'avant-plan et l'arrière-plan d'un ensemble d'ACV. Pour ce faire, les distributions de probabilités des impacts environnementaux globaux provenant des processus unitaires d'ecoinvent, qui font appel en avant-plan au flux sélectionné pour l'étude, sont générées pour chacun des regroupements spatiaux. Des tests d'hypothèses de comparaison de moyennes sont réalisés entre les processus unitaires régionalisés et les processus unitaires non régionalisés afin de vérifier s'il est nécessaire de régionaliser l'inventaire du cycle de vie. Deux scénarios sont employés pour représenter des situations de qualité des données pouvant survenir en inventaire du cycle de vie des produits et services. Les sections 4.1, 4.2 et 4.3 détaillent davantage la méthodologie associée à ces trois étapes.

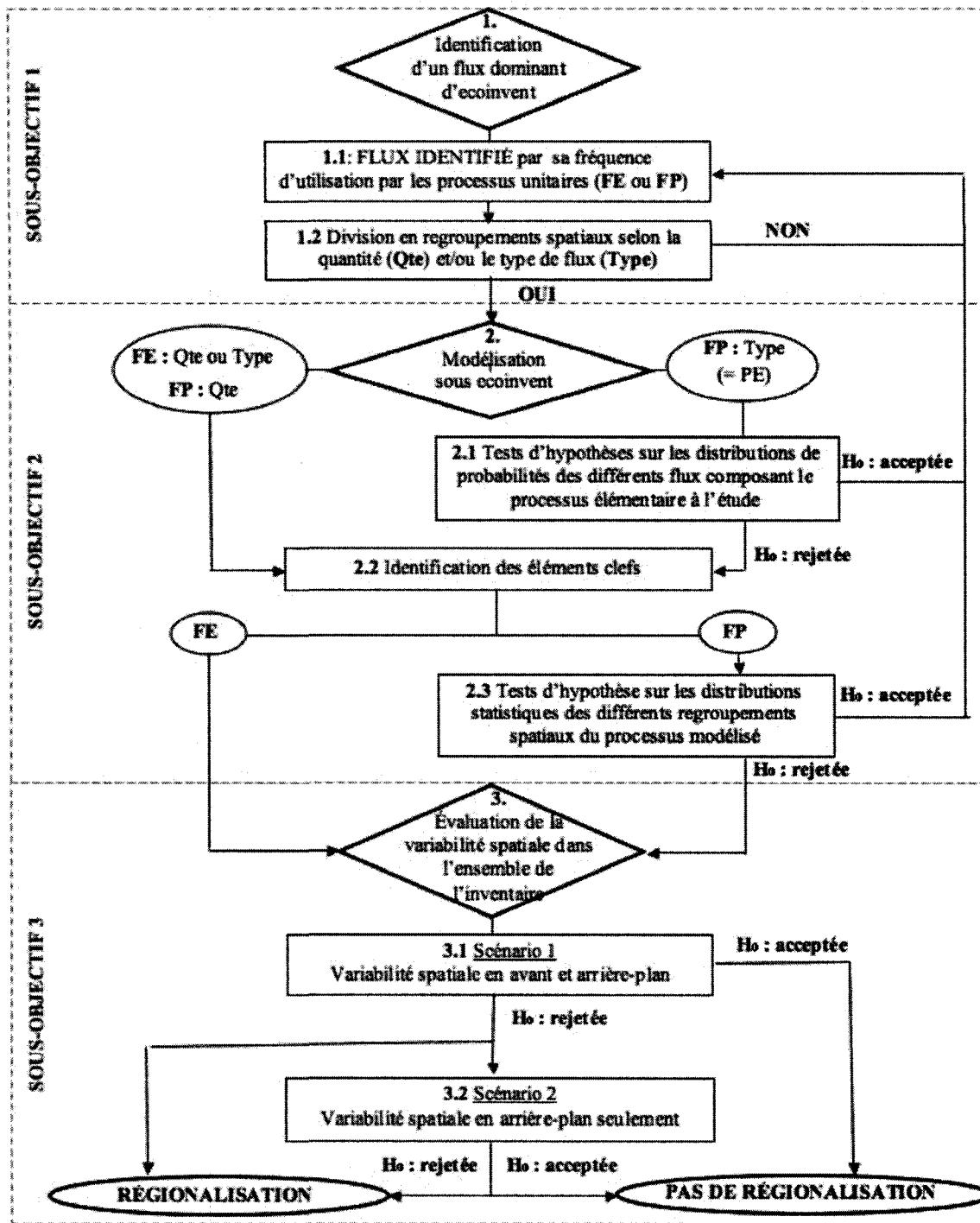


Figure 4.1 : Vue d'ensemble des différentes étapes de la méthodologie divisée selon les trois objectifs intermédiaires.

4.1 Étape 1 : Identifier un flux dominant de l'inventaire du cycle de vie qui peut être divisé en différents regroupements spatiaux (provinces / ecozones...) à l'intérieur du Canada.

Afin de déterminer les flux dominants de la base de données ecoinvent 1.3, dont la structure des processus unitaires est schématisée à la Figure 1.3, un décompte de leur utilisation est effectué. Un flux de la base de données ecoinvent peut être un flux élémentaire (FE), élément de l'écosphère, ou un flux de produits (FP), élément de la technosphère qui sont nécessaires à la création d'un processus unitaire (PU). Ce décompte permet d'identifier l'ordre décroissant de la fréquence d'utilisation des flux élémentaires et de produits. Pour faciliter la discrimination des résultats, un graphique de Pareto est créé. De plus, cette composante doit être sensible au contexte géographique. Il faut donc, une fois les composantes prédominantes identifiées, vérifier si elles contiennent une variabilité spatiale.

Il est à noter qu'un vocabulaire similaire à Maurice et al. (2000) est employé pour diviser l'arbre des processus en deux, mais qu'il définit une réalité différente, soit l'avant-plan et l'arrière-plan (voir Figure 1.3). Par avant-plan, il est entendu, dans ce mémoire, qu'il s'agit exclusivement des flux élémentaires et des flux de produits qui entrent directement dans un processus unitaire. L'arrière-plan, quant à lui, représente le cycle de vie de tous les processus élémentaires nécessaires au processus unitaire.

4.1.1. Étape 1.1 : Détermination d'un flux dominant de l'inventaire du cycle de vie

Pour réaliser cette étape, la base de données ecoinvent 1.3 a été exportée dans Excel. Une matrice, avec les processus unitaires (PU) dans les colonnes et ces éléments constituants, flux élémentaires (FE) et flux de produits (FP), dans les lignes, est obtenue comme schématisé au Tableau 4.1 . Sélectionner une colonne de cette matrice revient à choisir un processus unitaire et à visualiser l'avant-plan de son inventaire sous forme de flux de produits et de flux élémentaires. Afin de calculer la fréquence d'utilisation des flux de la base de données ecoinvent (dernière colonne du Tableau 4.1), la somme de la

présence d'un flux dans l'inventaire de chaque processus unitaire est calculée et est ensuite divisée par le nombre total de colonnes.

$$\text{Fréquence d'utilisation} = \frac{\sum_{p=1}^M \text{présence du flux}_i \text{ dans l'inventaire de PU}_p}{M}$$

où "présence du flux":
 0 = non
 1 = oui

$\text{flux}_i = FP_j \text{ ou } FE_k$ (4.4)

j varie de [1 à n]

k varie de [1 à m]

M = nombre total de processus, soit 2612

La fréquence d'utilisation détermine quelle portion des processus unitaires fait directement référence à un flux en particulier. Plus la fréquence d'utilisation est élevée plus il y a de processus unitaires qui peuvent être affectés par la variabilité spatiale de ce flux. À l'inverse, plus la fréquence d'utilisation est faible, plus il y a de chance que la variabilité spatiale du flux ne soit spécifique qu'à quelques processus unitaires et non à l'ensemble de l'inventaire. Donc, une fréquence d'utilisation la plus élevée possible est recherchée pour axer d'abord les efforts de recherche sur un flux qui risque d'affecter un grand nombre de processus unitaires.

Tableau 4.1 : Format de la matrice ecoinvent dans Excel

Processus unitaires	PU₁	PU₂	PU₃	...	PU_M	Fréquence d'utilisation
Flux						
FP₁	x					1 / M
FP₂		x	x		x	3 / M
FP₃	x		x			2 / M
...		x				1 / M
FP_n					x	1 / M
FE₁	x					1 / M
FE₂					x	1 / M
FE₃		x				1 / M
...	x		x			2 / M
FE_m		x				1 / M

Finalement, pour visualiser facilement les résultats, on les présente sous la forme d'un graphique Pareto comme illustré à la Figure 4.2. Un graphique de Pareto est simplement un histogramme des composantes organisées en ordre décroissant de leur fréquence (Montgomery, 2001). L'axe des y représente la fréquence d'utilisation des flux et l'axe des x lesdits flux.

Le graphique de Pareto permet aussi de visualiser s'il y a des composantes qui se distinguent de la masse par une fréquence d'utilisation plus élevée que l'ensemble ou si toutes les composantes ont une fréquence d'utilisation similaire. Dans le premier cas, les valeurs des fréquences d'utilisation représentent une courbe exponentielle décroissante. Dans le second cas, les valeurs des fréquences d'utilisation peuvent représenter une droite décroissante ayant une pente plus ou moins abrupte, voire même nulle. De cette façon, il est possible d'identifier s'il y a des flux qui occupent une place

prépondérante dans le cycle de vie des produits et services et orienter l'étude sur un de ces éléments. Advenant une pente nulle ou jugée minime, aucune composante ne se distingue des autres et la fréquence d'utilisation n'est pas un bon critère de sélection en ce qui concerne l'évaluation du risque d'introduire la variabilité spatiale dans l'ensemble de l'inventaire. En ce qui concerne l'exemple présenté à la Figure 4.2, il y a 3 composantes sur 10, soit 30% des constituants dont la fréquence d'utilisation est plus grande ou égale à « $2 / M$ ». La balance, soit 70% des composantes restantes ont toutes une fréquence d'utilisation inférieure ou égale à 1. La courbe reliant les valeurs représentant la fréquence d'utilisation des flux tend vers une courbe exponentielle décroissante. Il y a donc un nombre limité de composantes qui se distinguent de la masse en ce qui concerne leur fréquence d'utilisation.

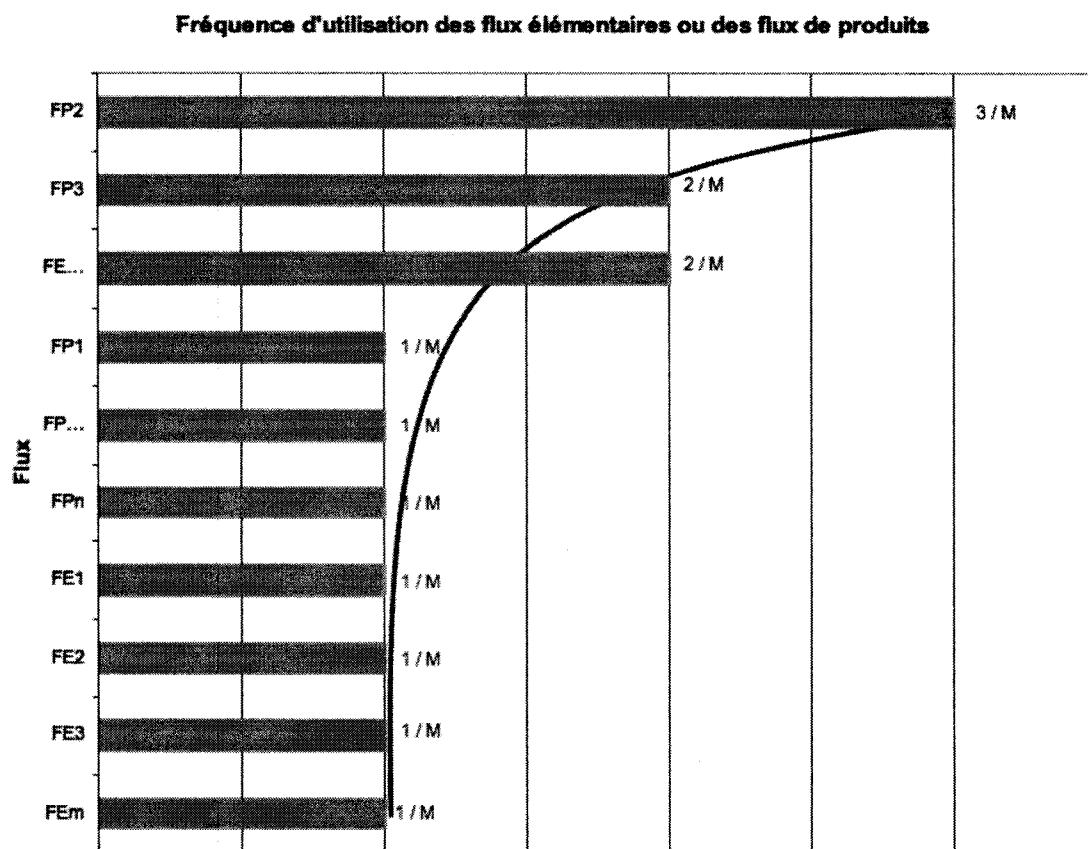


Figure 4.2 : Graphique de Pareto.

4.1.2. Étape 1.2 : Vérification de la sensibilité géographique du flux dominant de l'inventaire du cycle de vie

Effectuer une collecte de données dans les différentes banques de données statistiques (ex :Statistique Canada) disponibles portant sur les composantes dominantes identifiées, permet de déterminer s'il y a un doute raisonnable quant à leur potentiel de variabilité spatiale. Il faut sélectionner l'élément le plus susceptible d'avoir une telle variation et dont les différents regroupements spatiaux (provinces/ecozones...) peuvent être identifiés.

4.2 Étape 2 : Vérifier si les impacts environnementaux globaux du flux dominant sélectionné à l'étape 1 sont statistiquement différents d'un regroupement spatial par rapport à l'autre dans un intervalle de confiance de 90%.

Le résultat final de cette étape doit permettre de vérifier si les impacts environnementaux globaux provenant du flux prépondérant de l'inventaire sont statistiquement différents d'un regroupement spatial à l'autre. Pour ce faire, il faut modéliser le flux autant de fois qu'il y a de regroupements spatiaux afin de pouvoir évaluer l'effet de la variabilité spatiale du flux sur les impacts environnementaux. Il est choisi de modéliser le flux identifié avec ecoinvent sous SimaPro.

Cette étape est subdivisée en trois sous étapes pour faciliter le suivi du cheminement de modélisation environnementale du flux à l'étude. Tout d'abord, il faut déterminer, selon les informations recueillies à l'étape 1.2, si la variabilité spatiale provient d'un flux de produits ou d'un flux élémentaire et si elle provient de la quantité ou du type de flux, afin d'effectuer une cueillette d'informations et une modélisation en conséquence. Il y a deux cas de figure possible. Le premier cas de figure s'applique aux flux élémentaires, quantité ou type, et à la quantité des flux de produits, alors que le deuxième cas de figure s'applique seulement au type des flux de produits.

Pour le premier cas de figure, s'il s'agit d'un flux élémentaire, de par sa nature, il n'a pas d'arbre des processus en amont et peut donc être modélisé directement dans l'ensemble de l'inventaire excepté si la variabilité spatiale n'est pas la même d'un secteur industriel à l'autre. En effet, à ce moment, le flux élémentaire est indirectement lié à des flux de produits particuliers dont l'analyse statistique doit être faite individuellement avant d'évaluer l'effet de cette variabilité sur l'ensemble de l'inventaire du cycle de vie. De cette façon, il est possible d'identifier les secteurs industriels où la régionalisation est nécessaire et ceux où elle ne l'est pas. Il en va de même si c'est la quantité d'un flux de produits appelé qui est responsable de la variabilité spatiale.

Deuxièmement, s'il s'agit d'un type de flux de produits, c'est-à-dire un processus élémentaire en soi, c'est qu'il y a plusieurs choix de processus élémentaires produisant la même unité fonctionnelle de possible. Le flux à l'étude devient alors un processus élémentaire qui fait appel à ces différents flux de produits dans des proportions différentes selon le regroupement spatial à modéliser. À ce moment, la variabilité spatiale est associée aux proportions de ces flux de produits qui entrent dans la composition du processus élémentaire à l'étude. Il faut alors s'assurer que les impacts environnementaux de ces flux de produits sont statistiquement différents l'un de l'autre. S'il ne le sont pas, il va de soi que le processus élémentaire à l'étude ne présentera pas de variabilité spatiale et il faut reprendre à l'étape 1.1.

En résumé, si c'est le type de flux de produits qui est identifié à l'étape 1, des tests d'hypothèses sont faits sur les distributions de probabilités des impacts environnementaux des différents flux composant le processus élémentaire à l'étude (étape 2.1). Il va de soi que si les impacts environnementaux globaux des possibilités de modélisation sont équivalents, la variabilité spatiale identifiée à l'étape 1.2 n'est pas distinguable d'un point de vue environnemental et il faut alors choisir un nouveau flux à modéliser. Ensuite, peu importe le nature du flux, les éléments clés de la modélisation

sont identifiés (étape 2.2). Un élément clé est un élément pouvant changer la conclusion de l'étude. Si nécessaire, une collecte supplémentaire d'informations est effectuée afin de faire des choix éclairés sur, par exemple, les processus élémentaires à employer. Ultimement, le flux modélisé doit être suffisamment précis pour permettre de juger d'une différence provenant de la variabilité spatiale et non pas de voir cette variation confondue dans les incertitudes liées à l'élaboration de ce flux. Finalement, les tests statistiques de comparaison de moyennes sont de nouveau employés pour vérifier si les impacts environnementaux globaux du ou des processus élémentaires à l'étude, modélisés selon les différents regroupements spatiaux identifiés à l'étape 1.2, sont statistiquement différents l'un de l'autre pour justifier une régionalisation de ce ou ces processus (étape 2.3).

4.2.1. Étape 2.1 : Test d'hypothèse sur les distributions statistiques des différents flux de produits.

À l'aide de simulations de type Monte Carlo sous SimaPro, il faut générer les distributions statistiques des impacts environnementaux globaux des différents flux de produits ayant la même unité fonctionnelle et pouvant participer à la création du processus élémentaire à l'étude. Ensuite, il faut effectuer des tests d'hypothèses de comparaison de moyennes sur les distributions de probabilités des impacts environnementaux afin de déterminer si ces flux de produits sont statistiquement différents l'un de l'autre d'un point de vue environnemental dans un intervalle de confiance de 90%. Si toutes les moyennes sont équivalentes, la variabilité spatiale en termes d'impacts environnementaux du processus élémentaire à l'étude est nulle et il faut reprendre à l'étape 1.2 et choisir un autre flux ayant un potentiel de variabilité spatiale. Autrement, la source des variations est recherchée à l'étape suivante.

4.2.2. Étape 2.2 : Identification des éléments clés

Pour un flux élémentaire ou pour la quantité de flux de produits, l'étape 2.2 consiste à effectuer une collecte d'informations plus approfondie que celle de l'étape 1.2. Cette

nouvelle collecte de données est orientée vers les éléments servant à la modélisation sous ecoinvent du flux en question.

Pour le type de flux de produits, les distributions de probabilités des impacts environnementaux des processus élémentaires étudiés à l'étape 2.1 sont présentées sous forme graphique. Cette forme de présentation permet de visualiser s'il existe des flux de produits qui se distinguent de la masse. La «masse» est représentée par la moyenne arithmétique des moyennes provenant des distributions de probabilités des impacts environnementaux des différents flux de produits (\bar{x}). Le ratio entre la moyenne de la distribution des impacts d'un flux de produits (x_i) et la moyenne des moyennes est calculée avec l'équation (4.5).

$$\text{Ratio entre le processus}_i \text{ et l'ensemble des processus} = \frac{x_i}{\bar{x}} \quad (4.5)$$

où x_i = processus_i, i allant de 1 au nombre de processus comparé
 \bar{x} = moyenne des moyennes

Selon la différence d'amplitude du ratio entre les processus, la visualisation graphique peut s'avérer suffisante pour permettre l'identification des éléments clés de la modélisation. Une analyse de contribution de variation peut être effectuée pour retrouver l'élément responsable de la variation s'il est jugé nécessaire de le faire. Étant donné la nature régionalisée des données dans ecoinvent, cette analyse peut être très lourde. L'objectif de ce mémoire n'étant pas d'établir une base de données canadiennes en matière énergétique, il est établi qu'une analyse de sensibilité des choix des processus sur le résultat final est préférable pour déterminer les éléments clés.

Une fois les éléments clés identifiés, une cueillette d'informations peut s'avérer nécessaire afin d'effectuer des choix appropriés. Cette cueillette est concentrée sur des banques de données fiables telles que Statistique Canada, afin d'obtenir des moyennes

nationales et provinciales ou encore de régions appropriées pour former l'ensemble principal, le Canada, et ses sous-ensembles.

4.2.3. Étape 2.3 : Test d'hypothèse sur les distributions statistiques des processus élémentaires finaux

À l'aide de simulations de type Monte Carlo sous SimaPro, il faut générer les distributions statistiques des impacts environnementaux globaux des processus élémentaires représentant les différents regroupements spatiaux du flux à l'étude. Ensuite, il faut effectuer des tests d'hypothèses de comparaison entre les impacts des processus élémentaires régionalisés et les impacts du processus élémentaire non régionalisé de même que les processus régionalisés entre eux. Si toutes les moyennes sont équivalentes, la variabilité spatiale en termes d'impacts environnementaux du flux à l'étude est nulle et il faut reprendre à l'étape 1.2 et choisir un autre flux ayant un potentiel de variabilité spatiale. Autrement, l'impact de cette variabilité intergroupe sur un ensemble d'ACV de type «berceau à barrière» est évalué à l'étape 3 selon la méthodologie présentée à la section 4.3.

Pour visualiser l'ampleur de la variabilité spatiale présente dans ce processus élémentaire, un graphique est tracé. Il s'agit du ratio entre les impacts environnementaux des différents regroupements spatiaux faisant partie de l'ensemble plus grand ($I_{région_i}$) par rapport aux impacts environnementaux du processus élémentaires représentant l'ensemble plus grand, c'est-à-dire le Canada (I_{Canada}).

$$\text{Ratio entre le processus}_i \text{ et le processus}_{\text{Canada}} = \frac{I_{région_i}}{I_{Canada}}$$

où $I_{région_i}$ = Impacts du processus représentant la région_i, i allant de 1 au nombre (4.6)
de regroupements spatiaux identifiés

I_{Canada} = Impacts du processus représentant la région du Canada

4.3 Étape 3 : Évaluer statistiquement les impacts de cette variabilité spatiale pour un ensemble de processus unitaires représentant des analyses de cycle de vie de type «berceau à barrière»

Il est choisi d'évaluer les répercussions de la variabilité spatiale du flux dominant sur les résultats finaux d'une ACV de type «berceau à barrière». Pour représenter ces ACV, les processus unitaires d'ecoinventant ayant le flux dominant comme composante en avant-plan et leur cycle de vie sont employés. Cette analyse permet de valider si la variabilité spatiale est unique au flux élémentaire ou au flux de produits étudié ou si l'ensemble de l'inventaire canadien du cycle de vie s'en trouve affecté. Deux scénarios sont étudiés à l'étape 3.1 et 3.2 successivement. Le premier, considère la variabilité qui peut être introduit en avant-plan et en arrière-plan. Le second évalue les répercussions sur les différents processus si la variabilité spatiale est en arrière-plan seulement. Dans ce but, tous les processus de la base de données ecoinvent faisant appel en avant-plan à la composante identifiée à l'étape 1 seront étudiés selon les deux scénarios. Cette différenciation de l'avant-plan et de l'arrière-plan provient du fait que les données d'avant-plan sont généralement disponibles (ex : données de l'usine) et donc modélisées avec un plus haut niveau de qualité de données, alors que l'arrière-plan (ex : fournisseur de l'usine) demeure générique.

4.3.1. Étape 3.1 : Variabilité en avant et arrière-plan. Tests d'hypothèses sur les processus unitaires comprenant le flux dominant.

Il s'agit, encore une fois, d'effectuer des tests d'hypothèses de comparaison sur les moyennes provenant des distributions de probabilités des impacts environnementaux des processus unitaires représentant différents regroupements spatiaux. Les processus unitaires en question ici sont ceux qui font appel directement au flux de produits dominant étudié afin de s'assurer de sa présence dans l'avant-plan des processus unitaires.

Pour obtenir les distributions de probabilités à étudier, il faut, pour chaque processus unitaire, remplacer dans tout son cycle de vie, le flux à l'étude par un qui est régionalisé ou celui non régionalisé. Sa distribution de probabilités est générée en appliquant différents coefficients de variation à ses impacts environnementaux déterministes calculés avec IMPACT 2002+ sous SimaPro. Les écarts-types des distributions sont calculés à partir des coefficients de variation (C.V.) suivants : 10%, 30%, 50% et 80%. Cette opération est répétée autant de fois qu'il y a de regroupements spatiaux identifiés. Cette méthode d'évaluation des incertitudes sur les résultats finaux est privilégiée aux simulations de type Monte Carlo pour évaluer quand la qualité des données peut être un point tournant quant aux conclusions sur l'intervariabilité spatiale des processus unitaires.

La comparaison des moyennes des distributions de probabilités s'effectue entre les processus unitaires régionalisés et le processus unitaire non régionalisé, qui est représenté par le Canada. Autrement dit, par processus unitaire, il y a une comparaison par processus régionalisé avec le processus non régionalisé, et ce, pour les quatre catégories d'impacts environnementaux globaux.

Les résultats du pourcentage de processus unitaires, dont l'hypothèse nulle est rejetée au profit de H1, sont présentés par coefficient^{*} de variation, par province et par catégorie d'impacts. De cette façon, il est possible de connaître combien de provinces peuvent être représentées par une régionalisation pour un ensemble d'intra-variabilité allant d'une qualité de données supérieure (C.V. 10%) à une qualité de données moindre (C.V. 80%). Plus le pourcentage de «H0 rejetée» est petit pour un regroupement spatial, moins la différenciation spatiale entre ce regroupement et l'ensemble plus grand qu'est le Canada peut améliorer les résultats des ACV. Advenant la répétition de ce verdict pour toutes les provinces, la régionalisation de l'inventaire de la composante à l'étude, et donc de tous les processus lui faisant appel, représente un effort important face à la réelle amélioration des incertitudes liées à la variabilité spatiale. Il va de soi que si toutes les

moyennes des processus unitaires régionalisés sont équivalentes aux processus unitaires non régionalisés, la variabilité spatiale en termes d'impacts environnementaux de ce flux prépondérant dans la base de données ecoinvent est nulle et donc, pour le flux à l'étude, la régionalisation de l'inventaire en ACV n'est pas justifiée.

Dans l'objectif de visualiser l'ampleur de la variabilité spatiale intergroupe, la variation relative moyenne ($Var_{région,cat}$) entre les impacts d'un processus régionalisé ($I_{région}$) et non régionalisé (I_{Canada}) est calculée par région et par catégorie d'impacts.

$$Var_{région,cat} = \sum_{i=1}^{tot} \left[\frac{I_{région,i} - I_{Canada,i}}{I_{Canada,i}} \right] \quad \text{où}$$

$I_{région,i}$ = Impacts du processus unitaire régionalisé;
i allant de 1 au nombre total de processus
 $= (\text{Impacts de l'avant - plan})_{régionalisé,i} + (\text{Impacts de l'arrière - plan})_{régionalisé,i}$ (4.7)

$I_{Canada,i}$ = Impacts du processus unitaire non régionalisé;
c'est - à - dire pour la région du Canada
 $= (\text{Impacts de l'avant - plan})_{Canada,i} + (\text{Impacts de l'arrière - plan})_{Canada,i}$

4.3.2. Étape 3.2 : Variabilité en arrière-plan. Tests d'hypothèses sur les processus comprenant le flux dominant.

En analyse de cycle de vie, généralement les paramètres clés et les données de premier plan sont celles où l'on effectue une recherche d'informations supplémentaires, alors que les bases de données génériques sont employées pour l'arrière-plan. Dans ce contexte, il est important de vérifier s'il est nécessaire de régionaliser l'inventaire en arrière-plan. L'influence potentielle d'un arrière-plan ayant une variabilité spatiale est évaluée avec les mêmes processus qu'à l'étape 3.1. Cette fois, le flux dominant en avant-plan est régionalisé, alors que dans le reste du cycle de vie, il est alterné entre sa

version régionalisée et non régionalisée. L'équation de la variation relative moyenne devient alors :

$$Var_{région,cat} = \sum_{i=1}^{tot} \left[\frac{I_{région,i} - I_{Canada,i}}{I_{Canada,i}} \right] \quad \text{où}$$

$I_{région,i}$ = Impacts du processus unitaire régionalisé,
i allant de 1 au nombre total de processus
 $= (\text{Impacts de l'avant - plan})_{régionalisé,i} + (\text{Impacts de l'arrière - plan})_{régionalisé,i}$

(4.8)

$I_{Canada,i}$ = Impacts du processus unitaire non régionalisé,
c'est - à - dire pour la région du Canada
 $= (\text{Impacts de l'avant - plan})_{régionalisé,i} + (\text{Impacts de l'arrière - plan})_{Canada,i}$

5 RÉSULTATS DE L'ÉTAPE 1 : CHOIX DU FLUX À MODÉLISER

L'étape 1 est divisée en deux sous-étapes. Les résultats de ces deux sous-étapes sont présentés à la section 5.1 et 5.2 respectivement. Premièrement, les flux dominants de l'inventaire du cycle de vie, qui est représenté par la base de données ecoinvent, sont identifiés (étape 1.1). Ensuite, un de ces flux est sélectionné et une collecte de données est effectuée pour vérifier si ce flux peut être divisé en différents regroupements spatiaux (provinces/ecozones...) à l'intérieur du Canada (étape 1.2).

5.1 Identification des flux dominants dans l'ensemble des processus en ACV (Étape 1.1)

Le graphique de Pareto complet se trouve à l'Annexe C. Pour plus de clarté, la fréquence d'utilisation des trente premiers flux de produits ou flux élémentaires par les processus unitaires de la base de données ecoinvent 1.3 sont présentés à la Figure 5.1.

La Figure 5.1 permet de distinguer les quatre flux de produits ou flux élémentaires les plus utilisés :

- Pertes de chaleur dans l'air où la population est dense («Heat, waste»)
- Transport des marchandises par train («Transport, freight, rail/RER»)
- Transport par camion de 32 t («Transport, lorry 32t/RER»)
- Consommation d'électricité sur le réseau de moyenne tension («Electricity, medium voltage, production UCTE, at grid/UCTE»)

Il en ressort trois regroupements, soit l'utilisation de l'électricité, la transformation de l'énergie et le transport. À eux seuls, ils représentent 0.13% des flux de la base de données et ils se font appeler directement par plus de 20% des processus unitaires.

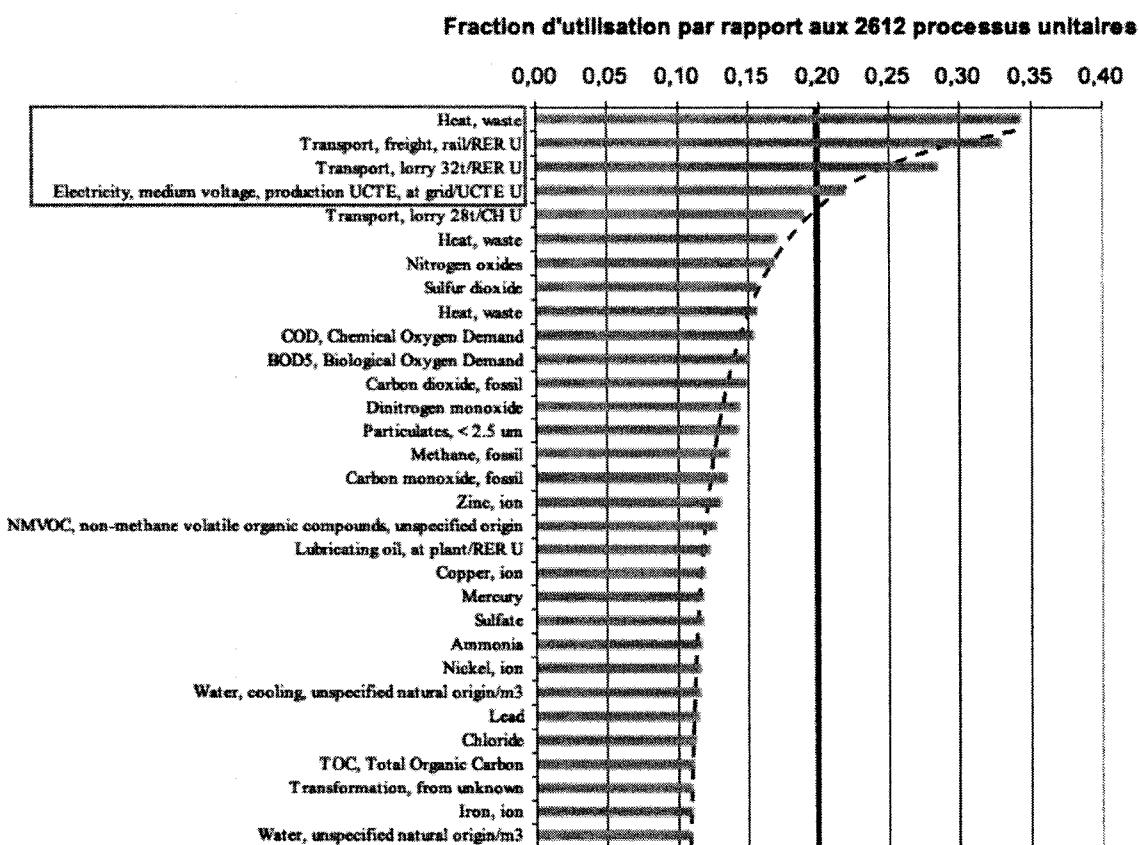


Figure 5.1: Graphique de Pareto de la fréquence d'utilisation des flux dans la base de données ecoinvent 1.3.

Les pertes de chaleur sont associées à la transformation de l'énergie d'une forme à l'autre. Selon la deuxième loi de la thermodynamique, lorsque de l'énergie est convertie d'une forme à une autre, il est impossible d'extraire la totalité de l'énergie contenue dans le premier système. La différence entre les deux systèmes se retrouve sous forme de pertes de chaleur (Moan et Smith, 2007). Une part de ces fréquences est donc associée à l'utilisation de l'électricité dû aux différents changements de tension nécessaire pour passer de la production d'électricité à la consommation d'électricité.

La consommation d'électricité sur le réseau de moyenne tension représente l'utilisation d'électricité par différents processus de transformation. En effet, la haute tension est présente sur le réseau de distribution pour transporter l'électricité, mais elle est

transformée en moyenne tension pour le secteur industriel et en base tension pour la consommation résidentielle (Althaus *et al.*, 2004).

Le transport des marchandises par train et le transport des marchandises par camion sont regroupés sous la bannière transport. Il est présent un peu partout dans la base de données car il est nécessaire entre les différentes étapes du cycle de vie. Il est utilisé pour transporter la matière première à son centre de transformation et de ce centre vers des transformations subséquentes ou un centre d'assemblage. Il est aussi employé pour envoyer la matière résiduelle vers des centres d'incinération, d'enfouissement ou de recyclage. Finalement, il fait aussi le lien entre le fabricant, le détaillant et le consommateur.

Étant donné que les informations concernant le mélange de l'approvisionnement en énergie électrique sont relativement bien connues pour les différents pays/provinces/états, cet élément semble tout indiqué comme premier facteur pour la caractérisation de la variabilité spatiale. Le mélange énergétique disponible sur le réseau de distribution électrique du Canada est désigné sous l'appellation «grid mix» pour la suite du mémoire.

5.2 Vérification de la présence de variabilité spatiale pour un flux dominant (Étape 1.2)

À cette étape, il est démontré qu'il y a de la variabilité spatiale dans les flux de produits du mélange de l'approvisionnements en énergie électrique au Canada étant donné que le Canada est divisé en 10 provinces qui légifèrent indépendamment leur réseau de production et de distribution d'électricité (Ressources naturelles Canada, 2003). Cette variabilité dans le «grid mix» est présentée au Tableau 5.1.

Tableau 5.1 : Mélange de l'approvisionnement en énergie électrique des provinces avant importation des États-Unis pour 2005.

Afin de dresser le portrait du mélange de consommation de l'électricité, certaines hypothèses sont nécessaires puisque les agences gouvernementales telles que Statistique Canada ou l'Agence Internationale de l'Énergie fournissent les données de production d'électricité et de quantité d'électricité échangée seulement. Il est nécessaire de croiser les sources de publication afin de distinguer les modes de production d'électricité par type de combustible et par province de même que l'origine des importations et exportations en termes de type de combustible. Par souci de transparence, les étapes de transformation du mélange électrique de production au mélange électrique de consommation sont relatées ici. Premièrement, le mélange de production d'électricité pouvant se retrouver sur le réseau de distribution canadien par province et type de combustible est établi. Deuxièmement, les quantités d'électricité exportées par province et par type de combustibles sont soustraites à ce premier mélange, afin d'établir un «grid mix» intermédiaire sans les exportations. Finalement, les importations d'électricité par province et par type de combustibles sont ajoutées au «grid mix» intermédiaire afin d'obtenir le «grid mix» de consommation.

Tout d'abord, le «grid mix» de production (Tableau D.1) est établi à partir des données de Statistique Canada et de Ressource Naturelle Canada. Statistique Canada publie annuellement le rapport 57-202 sur la production canadienne d'électricité par province et par grande catégorie, et ce, que ce soit les services d'électricité ou les industries (Statistique Canada, 2005c). Les grandes catégories de production sont les centrales hydroélectriques, l'éolienne et marémotrice, les centrales thermiques à vapeur, les centrales thermiques à combustion interne, les centrales thermiques à turbine à combustion ainsi que les centrales nucléaires. Afin de dresser le portrait du «grid mix», il faut connaître à la fois le type de combustible et le type de centrale. En ce qui concerne les services d'électricité, les types de combustibles employés dans les centrales thermiques sont détaillés au Tableau 6b du même rapport. Par contre, cet exercice n'est pas fait pour l'électricité fournie par les industries. Le rapport 57-206 énumère toutes les centrales par type de centrale et combustible (Statistique Canada, 2005b). Par contre, il

ne donne que la capacité de la centrale et non pas sa production d'énergie électrique. Néanmoins, il est possible d'utiliser ce rapport pour compléter l'information du rapport 57-202 par références croisées. En résumé, pour chaque grande classe de production d'électricité, voici les sources d'information utilisées:

- Éolienne et marémotrice : Selon le rapport 57-206, seulement la Nouvelle-Écosse produit de l'énergie à partir d'une centrale marémotrice.
- Hydroélectricité : Aucune information quant au type de production d'hydroélectricité n'est disponible.
- Thermique : Ici, pour déterminer les quantités de chaque type de technologie et type de combustible, les rapports 57-206 et 57-202 sont utilisés.
- Nucléaire : Toutes les centrales nucléaires au Canada sont de type CANDU (Association nucléaire canadienne, 2007).

Toutes les centrales ne sont pas connectées au réseau de distribution et donc ne peuvent pas faire partie du «grid mix». Trois cas de ce type sont identifiés. Il s'agit de Terre-Neuve et du Labrador, des territoires et des communautés éloignées. Les territoires canadiens et Terre-Neuve ne sont pas connectés au réseau d'électricité du Canada (Ressources Naturelles Canada, 2004), ce qui n'est pas le cas du Labrador. Il en va de même pour les communautés éloignées comme les communautés Inuits dans le nord du Québec, qui s'alimentent à partir de centrales de combustion interne fonctionnant au diesel.

Dans le but de tenir compte des importations et des exportations d'électricité, il est vérifié que les origines et les destinations de ces transferts d'énergie sont inventoriées. Que ce soit les transferts inter provinciaux et internationaux d'électricité, les informations portant sur les ressources énergétiques au Canada sont fournies par l'Office National de l'Énergie (Office National de l'Énergie, 2006). Ces mêmes informations sont reproduites dans le rapport 57-202 de Statistique Canada. Par contre, dans un cas comme dans l'autre, le type d'énergie électrique importée ou exportée par province n'est

pas présenté. Deux hypothèses sont étudiées, soit une importation et exportation au prorata des types de combustibles, soit une importation et exportation selon les types de combustibles prépondérants dans les assiettes énergétiques de chaque province.

L'effet de ces hypothèses sur le «grid mix» est évalué à deux étapes intermédiaires de l'élaboration du dit «grid mix», soit avec les quantités d'électricité exportées (Tableau D.2) et ensuite avec les échanges interprovinciaux (Tableau D.3). La différence entre ces deux hypothèses au niveau des «grid mix» avant importation de l'électricité des Etats-Unis est présentée au Tableau D.2 de l'Annexe D. De ce tableau, excluant l'Île-du-Prince-Édouard qui ne sera pas considérée dans les étapes subséquentes, il est établi que la variation maximale de l'assiette énergétique d'une province, en valeur absolue, est de l'ordre de 3%. Cette variation est considérée comme minime à cette étape de la méthodologie et c'est la deuxième hypothèse qui est conservée, soit l'importation et l'exportation selon les types de combustibles prépondérants dans les assiettes énergétiques de chaque province. Néanmoins, une étude de sensibilité sur les impacts environnementaux globaux devra être faite à l'étape 2. Cette étude de sensibilité portera aussi sur les importations d'électricité des Etats-Unis. Elles sont modélisées au prorata de leur type de combustible selon le «grid mix» qui est fourni par ecoinvent 2.0 dans le scénario de référence, et ce, pour des raisons de simplification de la modélisation.

6 RÉSULTATS DE L'ÉTAPE 2 : MODÉLISATION DU MÉLANGE DE L'APPROVISIONNEMENT EN ÉNERGIE ÉLECTRIQUE AU CANADA

Étant donné que la nature du flux identifié à l'étape 1 est le type de flux de produits, l'étape 2 de la méthodologie est divisée en trois sous-étapes. Premièrement, les résultats de l'évaluation statistique des flux composant le processus élémentaire à l'étude sont présentés à la section 6.1. Ensuite, l'identification des éléments clés de la modélisation est exposée à la section 6.2. Finalement, la section 6.3 présente les résultats des tests d'hypothèses effectués sur les distributions de probabilités des différents regroupements spatiaux du processus modélisé.

6.1 Test d'hypothèse sur les distributions statistiques des différents modes de production d'électricité (Étape 2.1).

Dans la conception d'un «grid mix», ce qui fait la différence d'un pays ou d'une province à l'autre est la quantité de kWh de chaque mode de production d'électricité et le choix de la technologie pour ces modes de production d'électricité. Dans ce mémoire, les «grid mix» des différentes provinces canadiennes sont bâtis à l'image des «grid mix» européens, c'est-à-dire modélisés avec ecoinvent 1.3 à partir de la même gamme de processus élémentaires. Dans ecoinvent, pour chaque mode de production d'électricité, une variété de technologies ou variante de la même technologie est disponible. De ce fait, il y a 13 690 combinaisons de choix entre deux processus élémentaires de possibles pour modéliser les «grid mix». Comme il est possible de voir au Tableau 6.1, les résultats sont présentés pour chaque catégorie d'impacts. Dans un intervalle de confiance de 90%, la vaste majorité des processus élémentaires pouvant former le «grid mix» est statistiquement différent, puisque **H0** est acceptée que pour un maximum de **2.0% des cas**. La répartition a été établie par rapport à l'homogénéité ou l'hétérogénéité des processus formant les 13 690 combinaisons. À titre d'exemple, une combinaison homogène est la comparaison entre un barrage au fil de l'eau de type A par rapport à un

barrage au fil de l'eau de type B, alors qu'une combinaison hétérogène est la comparaison d'un barrage au fil de l'eau de type A avec une centrale au charbon de type A. Pour la catégorie «Changement climatique», il y a 72 combinaisons de processus sur 13 690 et donc 0,5% des processus où l'hypothèse nulle a été acceptée. Autrement dit, il est impossible de distinguer les deux processus présents dans chacune de ces 72 combinaisons. Pour cette même catégorie d'impacts, 24 combinaisons de processus homogènes sur 13 690 et donc 0,2% des processus où l'hypothèse nulle est acceptée.

Tableau 6.1 : Résultats des t-test sur l'ensemble des processus disponibles pour modéliser le «grid mix» canadien

	H0 acceptée	Répartition	
Changement Climatique	72	Homogène	24
		Hétérogène	48
	0,5%	Homogène	0,2%
		Hétérogène	0,4%
Extraction de minéraux	256	Homogène	70
		Hétérogène	186
	1,9%	Homogène	0,5%
		Hétérogène	1,4%
Énergie non-renouvelable	277	Homogène	97
		Hétérogène	180
	2,0%	Homogène	0,7%
		Hétérogène	1,3%
Destruction de la couche d'ozone	141	Homogène	59
		Hétérogène	82
	1,0%	Homogène	0,4%
		Hétérogène	0,6%

La gamme de processus élémentaires disponibles sous ecoinvent 1.3 pour la modélisation en cours, ayant pour unité fonctionnelle 1 kWh, sont répartis par type de combustible et/ou par mode de production d'électricité. Il s'agit des processus suivants :

- Électricité, charbon, à la centrale / NOM DU PAYS : 14 processus

- Électricité, gaz naturel, à la centrale / NOM DU PAYS : 13 processus
- Électricité, gaz industriel, à la centrale / NOM DU PAYS : 10 processus
- Électricité, hydroélectrique, à la centrale / NOM DU PAYS : 26 processus
- Électricité, hydroélectricité, à la centrale de pompage / NOM DU PAYS : 26 processus
- Électricité, lignite, à la centrale / NOM DU PAYS : 15 processus
- Électricité, nucléaire, à la centrale / NOM DU PAYS : 3 processus
- Électricité, pétrole, à la centrale / NOM DU PAYS : 21 processus
- Électricité, tourbe, à la centrale / NOM DU PAYS : 1 processus
- Électricité, photovoltaïque, à la centrale / NOM DU PAYS : processus
- Électricité, éolien, à la centrale / NOM DU PAYS : 2 processus
- Électricité, cogénération, à la centrale / NOM DU PAYS : 13 processus

Un portrait des arbres de processus de ces processus élémentaires est disponible à l'Annexe F. En ce qui concerne les «grid mix» des provinces canadiennes, il n'y a pas de tourbe ni d'énergie photoélectrique mentionné dans les rapports de Statistique Canada. Du coup, ces deux classes de production d'électricité sont éliminées. Étant donné le caractère régionalisé en matière d'énergie de la base de données ecoinvent, il est difficile de dissocier les paramètres régionaux des paramètres technologiques de la modélisation du cycle de vie de ces processus élémentaires. Il est tout de même possible de le faire quelque peu pour l'hydroélectricité, le nucléaire et l'éolien comme il est possible de constater dans l'Annexe F. En ce qui concerne l'hydroélectricité et le nucléaire, c'est cette nouvelle classe de processus qui est analysée dans la suite de l'étude. Quant à l'éolien, les deux niveaux de modélisation sont conservés. Voici donc les processus élémentaires disponibles pour ces trois types de sources d'électricité.

- Électricité, hydroélectrique, à la centrale de type x / NOM DU PAYS : 6 processus
- Électricité, nucléaire, au réacteur de type x / NOM DU PAYS : 8 processus
- Électricité, éolien, à la centrale de type x / NOM DU PAYS : 6 processus

6.2 Identification des éléments clés (Étape 2.2)

À cette étape, les résultats sont présentés en deux parties. Tout d'abord, les éléments clés de la modélisation sont identifiés et ensuite les sources de variation, pouvant avoir un impact sur ces éléments, sont discutées. Finalement, par souci de transparence, le choix final des processus employés pour modéliser les «grid mix» provinciaux et le «grid mix» national est présenté.

6.2.1. Éléments clés

Une vue d'ensemble des distributions de probabilités des différents processus élémentaires obtenues à l'étape précédente pour chaque catégorie d'impacts environnementaux à l'étude est présentée afin de permettre de mieux saisir l'identification des sources de variation de la modélisation. L'unité fonctionnelle de comparaison est la production de 1 kWh. Des règles de modélisation sont établies pour guider les choix des processus élémentaires dans l'élaboration des «grid mix» provinciaux et canadien sous ecoinvent.

6.2.1.1 *Changement climatique*

Selon la Figure 6.1, un premier élément clé de modélisation est établi. Il s'agit de distinguer les modes de production d'électricité entre eux selon les grandes classes de combustibles utilisés. Une première classe étant les combustibles fossiles et la seconde ceux qui sont dits d'énergie verte comme l'énergie éolienne, nucléaire, hydroélectrique et cogénération à partir de copeaux de bois. La deuxième source de variation pouvant ajouter de l'incertitude à la modélisation des «grid mix», provient du choix des différents modes de production d'électricité à l'intérieur des deux grandes classes de combustibles utilisés. Autrement dit, les énergies vertes ont de grandes différences entre elles, de même que certains combustibles fossiles. Les processus «hydroélectricité – pompage» sont très dispersés puisqu'ils dépendent de l'électricité et donc des «grid mix» dans l'étape de pompage.

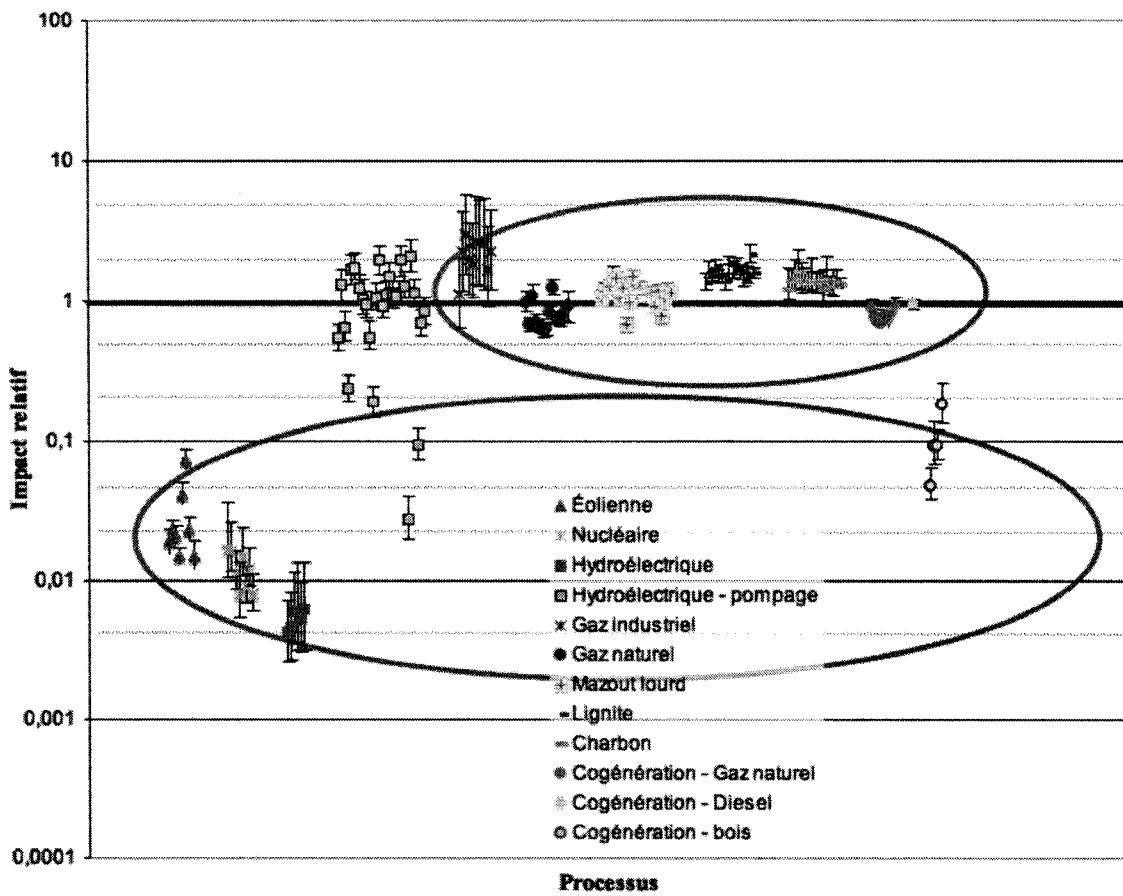


Figure 6.1 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Changement climatique» des processus produisant de l'électricité (kWh).

Noter que l'axe des x représente les différents processus élémentaires produisant de l'électricité. L'axe des y représente le rapport entre l'impact d'un processus élémentaire divisé par la moyenne des impacts de ces processus (voir équation 4.5). L'échelle logarithmique est utilisée pour faciliter la visualisation du rapport entre chaque processus et la moyenne. En effet, les processus situés à équidistance du rapport unitaire de la moyenne ont le même facteur de proportion, soit par exemple deux fois plus grand ou deux fois plus petit que la moyenne. Noter aussi que les processus élémentaires ont été regroupés par mode de production et type de combustible, comme les 14 processus élémentaires d'électricité à la centrale thermique au charbon. Ces regroupements sont nommés classe de production dans cette étude.

6.2.1.2 Extraction de minerais

En ce qui concerne la Figure 6.2, un premier élément clé de la modélisation est de distinguer l'énergie produite à partir de l'éolien des autres modes de production. De ces autres modes de production, il est possible de subdiviser en deux groupes supplémentaires. Le premier est formé de l'énergie produite à partir du nucléaire, de l'hydroélectricité – pompage, du mazout lourd, du charbon et de la cogénération et le second est formé de l'hydroélectricité, du gaz industriel et naturel ainsi que le lignite.

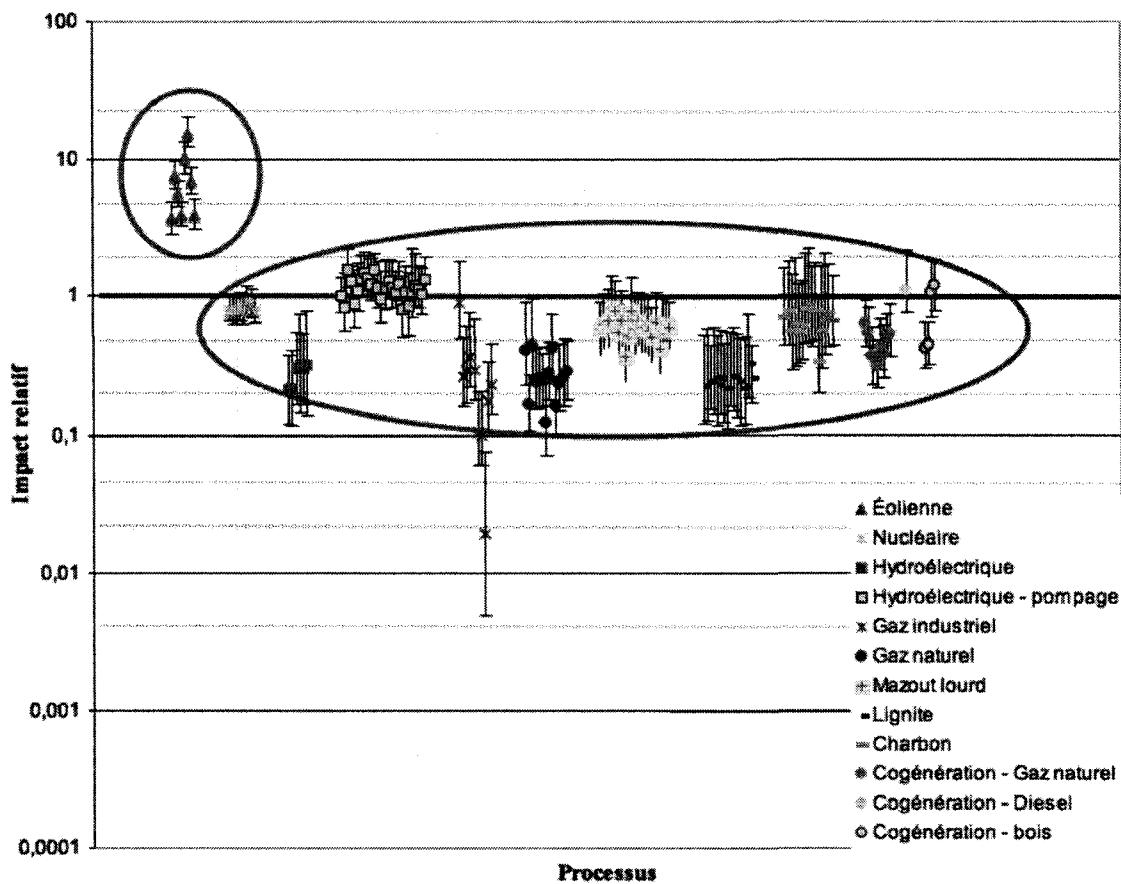


Figure 6.2 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Extraction des minerais» des processus produisant de l'électricité (kWh).

6.2.1.3 Énergie non renouvelable

La Figure 6.3 permet d'établir les deux groupes suivants, soit le premier groupe comprenant l'éolien, l'hydroélectricité et la cogénération à partir des copeaux de bois et le second comprenant tous les autres modes de production. Parmi le premier groupe, il est important de distinguer les trois classes de production entre elles, puisque l'écart entre leur ratio est aussi important que celui existant entre les deux grands groupes. Autrement dit, une erreur dans le choix de la classe de production pour la modélisation du «grid mix» est une source de variation importante en comparaison à la variation existant dans une même classe de production.

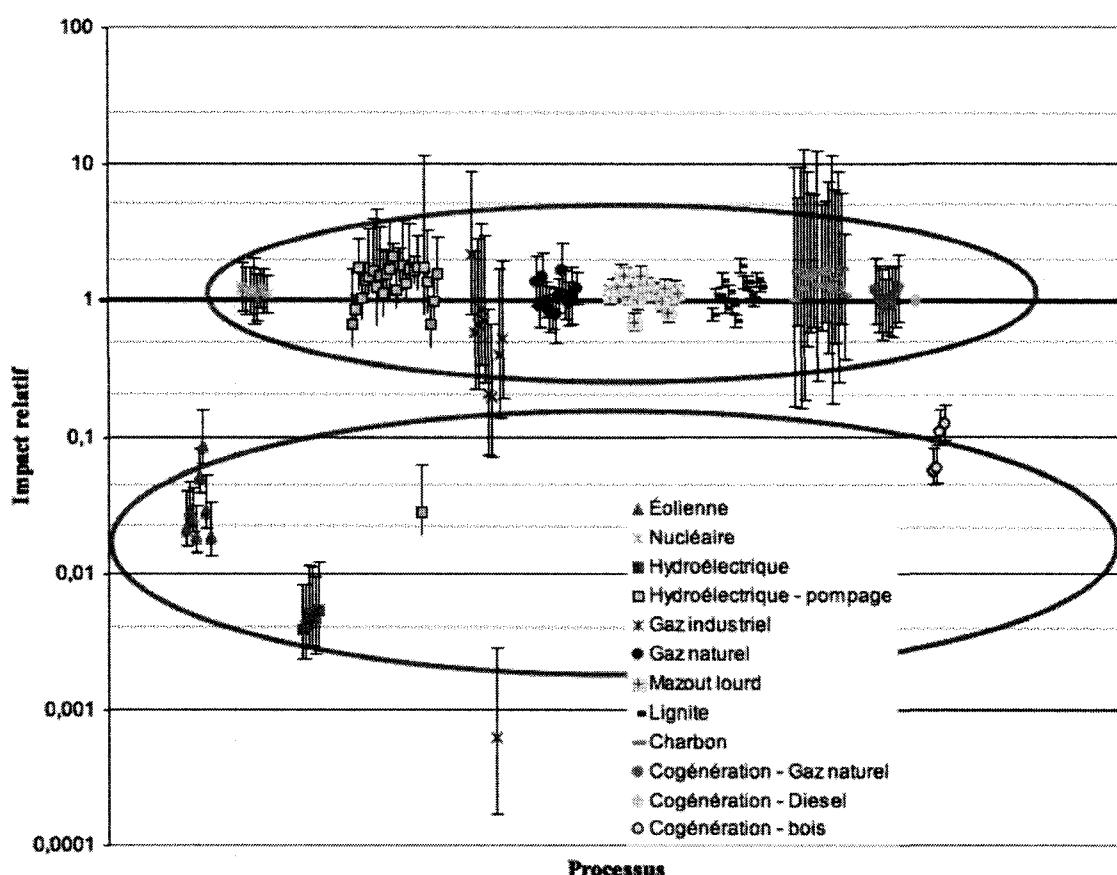


Figure 6.3 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Énergie non renouvelable» des processus produisant de l'électricité (kWh).

6.2.1.4 Destruction de la couche d'ozone

En ce qui a trait à la Figure 6.4, il y a des regroupements possibles, mais il est difficile d'en comprendre la base commune. Il est tout de même possible d'établir trois regroupements comme il est possible de voir sur le graphique. Par contre, il y a beaucoup de variations parmi certaines classes de processus comme «l'hydroélectrique – pompage» et «gaz industriel». Autrement dit, en ce qui concerne la catégorie «Destruction de la couche d'ozone», chacune des classes de production d'électricité diffère des autres et certaines ont beaucoup de variations à l'intérieur même de leur classe.

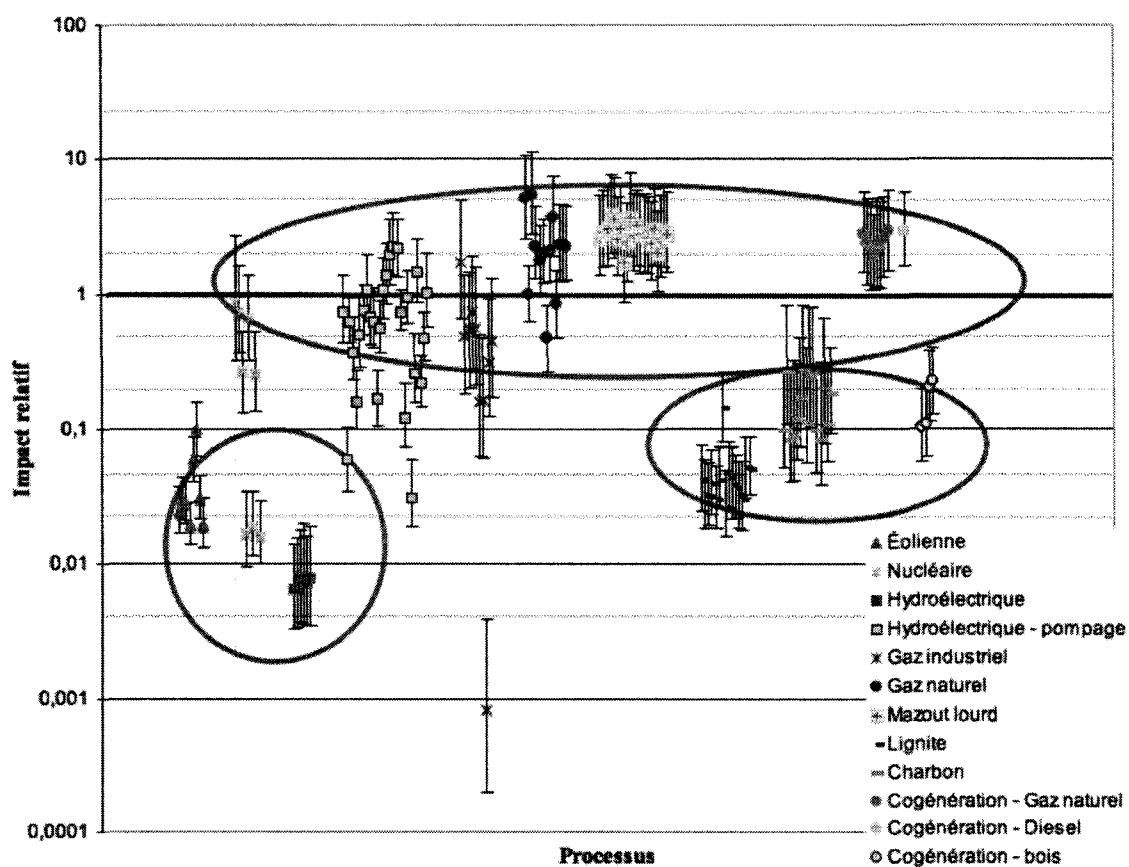


Figure 6.4 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie «Destruction de la couche d'ozone» des processus produisant de l'électricité (kWh).

6.2.2. Sources de variation

Les éléments clés identifiés pour les quatre catégories d'impacts globaux sont résumés ici sous forme de règles. Ces règles déterminent la priorité d'information à recueillir dans la collecte de données supplémentaires, afin de s'assurer que les choix de modélisation des «grid mix» ne causent pas préjudice aux résultats de l'étude. En effet, ces règles identifient l'ordre décroissant des contributeurs majoritaires à l'incertitude de modélisation. Le respect de ces règles permet de minimiser les incertitudes liées aux erreurs de modélisaion des «grid mix».

Règle 1 : Il est important de connaître avec précision la quantité de kWh produite par les différents grands regroupements identifiés pour les différentes catégories d'impacts.

Règle 2 : Il est important de connaître avec précision la quantité de kWh produite par les différentes grandes classes de production d'électricité.

La variation à l'intérieur d'une même classe de processus, par exemple le charbon, est moindre que celle indentifiée par les règles 1 et 2. De ce fait, elle ne représente pas un enjeu important de la modélisation. Les sources d'incertitudes identifiées comme pouvant nuire au respect des règles 1 et 2 sont : les variations temporelles et le type d'électricité échangé lors des importations et exportations. En effet, ces variations peuvent changer le pourcentage des différents modes de production d'électricité entrant dans les «grid mix». De ce fait, il importe de vérifier leur influence sur la modélisation des «grid mix». Une variation dans la modélisation des «grid mix» ne changeant pas les conclusions de l'étude est considérée acceptable .

6.2.2.1 *Variation temporelle*

Il s'agit de vérifier si l'année 2005 est une année particulière au niveau des modes de production d'électricité des différentes provinces. Pour réaliser ce projet, les données

mensuelles fournies par le rapport 127-0001 de Statistique Canada ont été utilisées pour calculer les portraits énergétiques des provinces de 1997 à 2007 (Statistique Canada, 2008b). Comme il est possible de voir à la Figure 6.5, les variations au Québec sont marginales. Il n'y a donc pas lieu de croire que l'année 2005 soit une année particulière. Il en va de même pour les autres provinces (voir Annexe G).

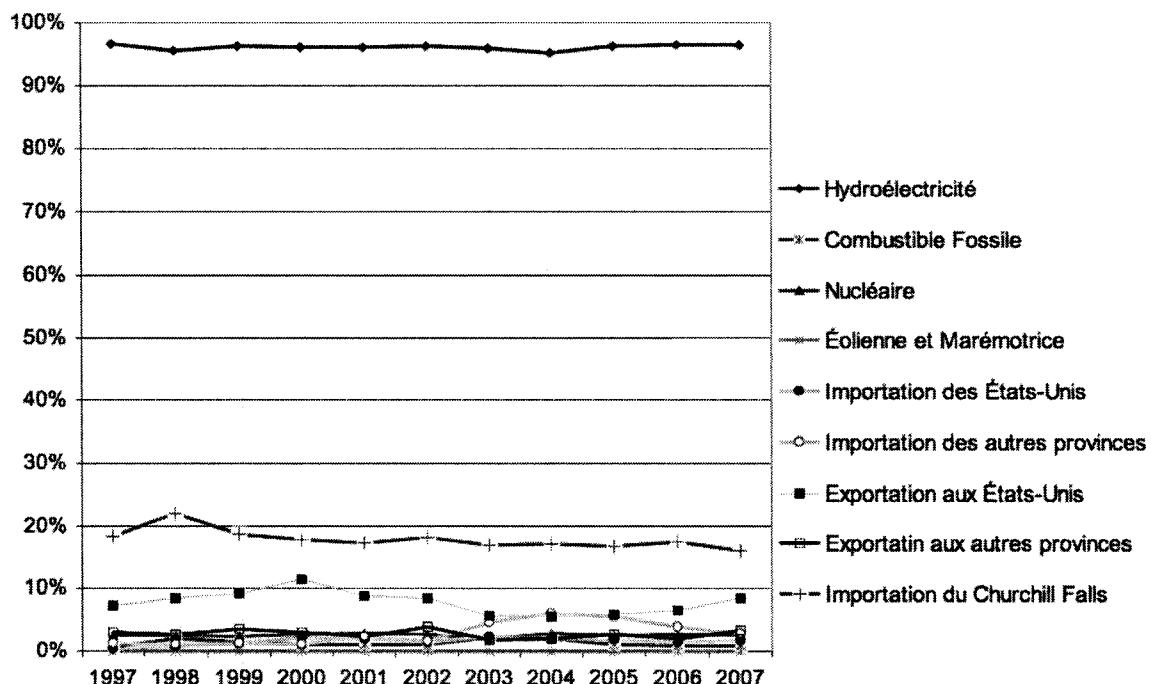


Figure 6.5 : Variation temporelle du «grid mix» québécois de 1997 à 2007.

6.2.2.2 *Variation des importations et des exportations*

Premièrement, les quantités importées et exportées demeurent similaires d'une année à l'autre comme il est possible de voir à la Figure 6.5. Deuxièmement, comme déjà mentionné à la section 5.2, les quantités d'électricité des différents modes de production peuvent varier selon le type d'électricité échangé. Encore une fois, il est possible de noter que cette variation est minime, mais une analyse de sensibilité du point de vue environnemental est tout de même souhaitable.

6.2.3. Modélisation des «grid mix» provinciaux et du «grid mix» national

L'objectif de ce projet n'étant pas de créer la base de données canadienne en matière d'énergie, la modélisation jugée la plus près de la réalité est utilisée afin de ne pas complexifier le modèle sans rien enlever à sa représentativité. La sélection des processus employés pour représenter les différentes sources d'électricité est détaillée ici. Il s'agit des liens entre les données présentées au Tableau 5.1 et la modélisation finale présentée au Tableau 6.2.

En ce qui concerne l'énergie hydroélectrique et marémotrice, la moyenne arithmétique des 6 processus hydroélectriques disponibles est employée. L'énergie produite par des centrales éoliennes est modélisée avec la moyenne arithmétique des 6 processus éoliens disponibles. L'énergie produite à partir du lignite est modélisée avec la moyenne arithmétique des 13 processus de production d'électricité à la centrale (Électricité, lignite, à la centrale / NOM DU PAYS). Pour le charbon, la modélisation est effectuée de la même manière que le lignite, c'est-à-dire avec la moyenne arithmétique des 12 processus de production d'électricité à la centrale (Électricité, charbon, à la centrale / NOM DU PAYS). Cette modélisation est employée pour les quatre types de charbons, soient le bitumineux, le bitumineux Canadien, le sous bitumineux importé et le sous bitumineux canadien.

Dans la modélisation des produits pétroliers, soit le mazout lourd, le mazout léger, le coke de pétrole, le diesel et l'orimulsion, la moyenne arithmétique des 20 processus de production d'électricité à la centrale (Électricité, pétrole, à la centrale / NOM DU PAYS) est utilisée. Il est clair qu'il s'agit ici d'une simplification. Celle-ci vient du fait que seulement le mazout lourd est modélisé sous écoinvent par les processus unitaires de production d'électricité. De ce fait, il est jugé plus représentatif de modéliser ainsi tous les types de produits pétroliers, afin de ne pas ajouter de l'incertitude quant à la spéculation de la structure de l'arbre des processus de ces flux de produits. Comme il a été démontré à la section 6.2.1, la production d'électricité à partir des combustibles

fossiles se retrouvent toujours dans le même regroupement à l'exception de la catégorie «Destruction de la couche d'ozone». Du coup, bien que la modélisation ne soit pas parfaite en ce qui a trait aux différents produits pétroliers, il y a fort à parier qu'ils sont tout de même bien représentés et donc ne devraient pas modifier les conclusions de l'étape 3 suite à une amélioration de la modélisation.

Les centrales de gaz industriel sont composées de centrales de gaz de fours à coke et de gaz de hauts fourneaux. Il n'y a qu'une province qui produit du gaz de fours à coke et c'est l'Ontario (Statistique Canada, 2005a). Dans ecoinvent, il n'y a qu'un pays qui a une modélisation similaire en ce qui a trait aux gaz industriels. C'est donc ce processus élémentaire qui est choisi pour la modélisation. En ce qui concerne l'Ontario, le ratio entre le gaz naturel et le gaz industriel a été calculé à partir du tableau 2-8 du rapport 57-003 de Statistique Canada (Statistique Canada, 2005a). Ce ratio a été appliqué à la somme de production d'électricité à partir du gaz naturel qui se trouve dans le Tableau D.1. Du coup, pour le «grid mix» de l'Ontario, une quantité pour la production d'électricité à partir du gaz naturel et une pour la production d'électricité à partir du gaz industriel sont obtenues.

Pour le gaz naturel, la modélisation est effectuée de la même manière que le lignite, c'est-à-dire avec la moyenne arithmétique des 9 processus de production d'électricité à la centrale (Électricité, gaz naturel, à la centrale / NOM DU PAYS). Cette modélisation est employée pour le gaz naturel utilisé dans les turbines à combustion et les turbines vapeur.

Tableau 6.2 : Modélisation des «grid mix» sous SimaPro avec écoinvent

Électricité / MOYENNE	Canada	Terre-Neuve et Labrador	Île-du-Prince-Édouard	Nouvelle-Écosse	Nouveau-Brunswick	Québec	Ontario	Manitoba	Saskatchewan	Alberta	Colombie-Britannique
Hydroélectricité, à la centrale	57,9%	98,6%	22,0%	8,9%	17,1%	94,5%	25,2%	97,0%	23,3%	5,4%	85,9%
Éolien, à la centrale	0,3%	0,0%	3,4%	0,8%	0,0%	0,2%	0,1%	0,2%	0,5%	1,3%	0,0%
Lignite, à la centrale	2,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	1,2%	0,1%	58,2%	0,9%	0,0%
Charbon, à la centrale	14,1%	0,0%	14,9%	53,8%	1,34%	0,6%	16,7%	2,0%	0,9%	64,6%	1,1%
Pétrole, à la centrale	2,1%	1,4%	34,8%	32,9%	3,36%	0,5%	0,5%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%
Gaz naturel, à la centrale	7,0%	0,0%	0,1%	1,24%	0,1%	8,3%	0,0%	15,3%	26,4%	6,7%	6,7%
Cogénération, bois, à la centrale	1,4%	0,0%	0,2%	3,1%	4,5%	0,5%	0,7%	0,5%	1,8%	1,2%	6,2%
Cogénération, gaz naturel, à la centrale	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,2%	0,1%
Nucléaire, à la centrale	14,7%	0,0%	24,8%	0,4%	19,0%	3,7%	47,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz industriel, à la centrale	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%

En ce qui concerne les déchets de bois et la lessive de pâte épuisée, une moyenne arithmétique de quatre processus de cogénération à partir du bois disponible dans ecoinvent a été choisie. Encore une fois, ce n'est pas une modélisation parfaite, mais c'est le processus disponible qui est le plus près de la réalité sans complexifier outre mesure la modélisation. La moyenne arithmétique des huit processus de cogénération à partir du gaz naturel a servi à la modélisation des turbines à combustion interne fonctionnant au gaz naturel.

Finalement, la moyenne arithmétique des quatre processus de production d'électricité nucléaire à partir d'un réacteur de type à eau pressurisée est utilisée pour modéliser la production d'électricité nucléaire du Canada. Comme déjà mentionné dans ce mémoire, les réacteurs nucléaires au Canada sont de type CANDU. Il s'agit de centrales à eau lourde pressurisée (PHWR) (Tester *et al.*, 2005). Dans ecoinvent, la technologie la plus près est un réacteur à eau pressurisée (PWR). Les différences principales sont le liquide caloporteur (coolant), le modérateur, qui sert à ralentir la réaction nucléaire, et le type de combustible.

6.3 Tests d'hypothèses sur les distributions statistiques des processus unitaires finaux (Étape 2.3)

Premièrement, les résultats des tests d'hypothèses portant sur les moyennes des distributions de probabilités sont présentés. Ensuite, une analyse de sensibilité est effectuée, afin d'éprouver la robustesse des résultats présentés. Cette analyse de sensibilité porte sur l'élément de la modélisation pouvant causer préjudice aux résultats qui a été identifié à la section 5.2, soit les hypothèses établies sur le type d'électricité importée ou exportée.

6.3.1. Tests d'hypothèses

Les tests d'hypothèses de comparaison des moyennes effectuées entre la distribution de probabilités des impacts environnementaux du processus non régionalisé et les distributions de probabilités des impacts environnementaux des processus régionalisés ainsi que ces derniers entre eux ont révélé que la majorité des distributions étaient différentes entre elles. Autrement dit, l'hypothèse nulle est rejetée au profit de H1 dans la majorité des cas, dans un niveau de confiance de 90%. Un résumé des résultats est présenté au Tableau 6.3.

Tableau 6.3 : «Grid mix» provinciaux dont les moyennes des distributions des impacts environnementaux sont équivalentes

Catégorie d'impact	Combinaisons pour lesquelles H0 est acceptée
Changement climatique	-
Extraction de minerais	Manitoba – Saskatchewan
Énergie non renouvelable	Nouveau-Brunswick – Saskatchewan Nouveau-Brunswick – Alberta Saskatchewan – Alberta
Destruction de la couche d'ozone	-

La Figure 6.6 présente une vue d'ensemble des distributions de probabilités obtenues par province et par catégorie d'impacts. L'axe des x est divisé en quatre grandes séparations qui correspondent aux quatre catégories d'impacts. Pour chaque catégorie d'impacts, les distributions de probabilités des impacts environnementaux des «grid mix» provinciaux et du «grid mix» national sont présentés. Les valeurs moyennes des distributions de probabilités des impacts environnementaux sont normalisées pour chaque catégorie d'impacts par rapport à la valeur moyenne de la distribution de probabilités des impacts du «grid mix» du Canada de chaque catégorie d'impacts (voir équation 4.6). De ce fait, la moyenne de la distribution de probabilités des impacts du «grid mix» canadien est

égale à un pour chaque catégorie d'impacts et donc, seulement sa barre d'incertitude est visible sur le graphique.

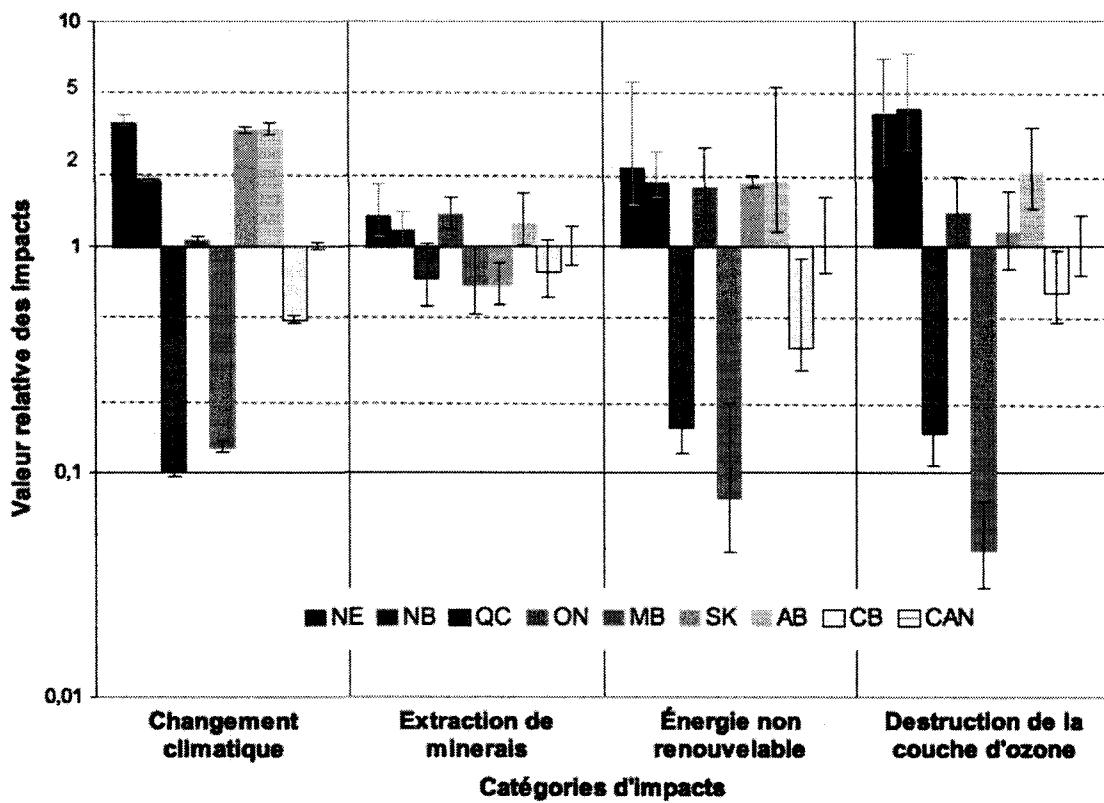


Figure 6.6 : Comparaison des impacts environnementaux pour les «grid mix» provinciaux et le «grid mix» national.

Il est possible d'observer que le Québec, le Manitoba et la Colombie-Britannique ont des impacts environnementaux inférieurs à la moyenne canadienne, et ce, pour les quatre catégories d'impacts à l'étude. Les autres provinces ayant des moyennes toujours plus élevées que celle du Canada à deux exceptions près. Premièrement, pour la catégorie d'impact «Changement climatique», la moyenne de l'Ontario est quasi équivalente à celle du Canada. Deuxièmement, pour la catégorie d'impact «Extraction de minerais», la Saskatchewan a un impact inférieur à la moyenne nationale. D'ailleurs, pour cette catégorie d'impact, les différences entre les moyennes provinciales et la moyenne nationale sont restreintes en comparaison des trois autres catégories.

6.3.2. Étude de sensibilité sur la modélisation

À la section 5.2, l'interrogation suivante a été soulevée quant à la nature de l'électricité importée et exportée : l'électricité importée et exportée provient-elle des principaux modes de production des différentes provinces ou n'est-ce pas plutôt au prorata des modes de productions? Au Tableau D.3, la différence absolue des «grid mix», avant importation des Etats-Unis, suivant les deux hypothèses n'indiquaient pas des différences majeures. Néanmoins, une étude de sensibilité est effectuée, afin de s'assurer qu'au niveau des impacts environnementaux globaux, cette différence ne paraît toujours pas (voir Annexe E). Les résultats de cette analyse montrent que cet élément n'est pas un point sensible de la modélisation.

7 RÉSULTATS DE L'ÉTAPE 3 : VARIABILITÉ SPATIALE DANS L'INVENTAIRE CANADIEN DU CYCLE DE VIE

Les résultats, quant à la présence de variabilité spatiale dans l'inventaire canadien du cycle de vie, sont présentés par catégorie d'impacts. Premièrement, pour l'étape 3.1 et 3.2 de la méthodologie, les résultats des tests statistiques sont d'abord exposés. Ensuite, afin de mettre en perspective l'ampleur de la variabilité, les variations moyennes entre les impacts environnementaux des processus des différents «grid mix» sont présentées.

7.1 Scénario 1 : Variabilité en avant et arrière-plan dans les ACV (Étape 3.1)

7.1.1. Tests d'hypothèses

Les résultats de l'étape 3.1 sont présentés au Tableau 7.1, Tableau 7.2, Tableau 7.3 et Tableau 7.4. Il s'agit du pourcentage de processus où l'hypothèse nulle est rejetée au profit de H1 pour les tests d'hypothèses effectués sur les distributions des impacts des processus régionalisés (huit provinces) en comparaison des processus non régionalisés pour les différents coefficients de variation (C.V.) attribués aux distributions.

7.1.2. Variation moyenne des impacts environnementaux

Les valeurs moyennes des variations entre les impacts environnementaux des processus des «grid mix» régionalisés et le processus du «grid mix» non-régionalisé sont présentées au Tableau 7.5. Ces variations moyennes sont corrélées aux résultats précédents. En effet, si la variation est nulle, il va de soi que l'hypothèse nulle est acceptée. Ces résultats permettent de constater l'étendue de la variabilité spatiale au Canada. En Annexe H, un portrait complet des fréquences de variations des processus est disponible par catégorie d'impacts.

Tableau 7.1 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Changement Climatique»

C.V.	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
80%	94%	94%	80%	95%	0%	78%	78%	58%
50%	97%	97%	91%	98%	8%	90%	89%	76%
30%	100%	100%	96%	100%	19%	95%	95%	89%
10%	100%	100%	100%	100%	59%	100%	100%	99%

Tableau 7.2 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Extraction de minérais»

C.V.	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
80%	5%	6%	4%	7%	6%	5%	6%	5%
50%	7%	8%	5%	9%	9%	7%	8%	6%
30%	11%	14%	8%	17%	17%	11%	13%	9%
10%	37%	42%	25%	47%	46%	37%	41%	33%

Tableau 7.3 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact «Énergie non renouvelable»

C.V.	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
80%	80%	74%	75%	83%	73%	74%	76%	67%
50%	85%	83%	84%	86%	82%	83%	84%	77%
30%	89%	86%	86%	90%	86%	86%	86%	84%
10%	96%	95%	95%	96%	94%	95%	96%	93%

**Tableau 7.4 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact
«Destruction de la couche d'ozone»**

C.V.	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
80%	59%	5%	83%	83%	21%	48%	51%	17%
50%	74%	13%	89%	88%	38%	63%	68%	32%
30%	83%	25%	92%	91%	56%	79%	81%	51%
10%	92%	66%	96%	96%	84%	91%	91%	83%

Tableau 7.5 : Valeur des variations moyennes par catégorie d'impact

	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
Changement climatique	58%	58%	25%	65%	2%	-23%	-22%	-13%
Extraction de minérais	2%	-2%	1%	2%	2%	-2%	-2%	-1%
Énergie non-renouvelable	32%	22%	24%	37%	21%	-23%	-25%	-17%
Destruction de la couche d'ozone	19%	3%	54%	49%	7%	-14%	-16%	-6%

Pour la suite du projet, la catégorie d'impact «Extraction de minerais» ne sera pas considérée, puisque sa variation est minime et les tests d'hypothèses ont démontré qu'il n'était possible de distinguer la variabilité spatiale que pour peu de processus.

7.2 Scénario 2 : Variabilité spatiale en arrière-plan (Étape 3.2)

7.2.1. Tests d'hypothèses

Les résultats de l'étape 3.2 sont présentés au Tableau 7.6, Tableau 7.7 et Tableau 7.8. Il s'agit du pourcentage de processus où l'hypothèse nulle est rejetée au profit de H1 pour les tests d'hypothèses effectués sur les distributions des impacts des processus régionalisés (huit provinces) en comparaison des processus non régionalisés pour les différents coefficients de variations (C.V.) attribués aux distributions.

7.2.2. Variation moyenne des impacts environnementaux

Le Tableau 7.9 présente, par catégorie d'impacts et par province, les variations moyennes des impacts environnementaux des processus où le «grid mix» est régionalisé versus des processus où le «grid mix» n'est pas régionalisé. Cette information permet de visualiser l'ordre de grandeur de la variation des impacts environnementaux globaux qui est due à la variabilité spatiale en inventaire.

**Tableau 7.6 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact
«Changement Climatique»**

C.V.	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
80%	73%	73%	38%	75%	0%	54%	51%	21%
50%	83%	83%	66%	84%	0%	76%	75%	41%
30%	91%	91%	79%	92%	2%	87%	87%	69%
10%	98%	98%	95%	98%	18%	97%	97%	94%

**Tableau 7.7 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact
«Énergie non renouvelable»**

C.V.	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
80%	48%	37%	40%	54%	36%	54%	59%	39%
50%	63%	56%	58%	66%	55%	70%	73%	54%
30%	76%	69%	71%	78%	68%	81%	82%	71%
10%	91%	89%	90%	92%	89%	92%	93%	90%

**Tableau 7.8 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impact
«Destruction de la couche d'ozone»**

C.V.	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
80%	25%	0%	54%	52%	3%	25%	31%	3%
50%	41%	2%	66%	63%	10%	42%	47%	10%
30%	57%	5%	80%	79%	27%	56%	61%	25%
10%	85%	35%	93%	92%	61%	85%	87%	61%

Tableau 7.9 : Valeur des variations moyennes par catégorie d'impact

	AB	SK	NB	NE	ON	QC	MB	CB
Changement climatique	17%	17%	8%	19%	1%	-10%	-9%	-5%
Extraction de minérais	0.3%	-0.4%	0.2%	0.5%	0.5%	-0.3%	-0.4%	-0.3%
Énergie non-renouvelable	10%	8%	8%	12%	7%	-10%	-12%	-7%
Destruction de la couche d'ozone	6%	1%	14%	13%	2%	-5%	-6%	-2%

8 DISCUSSION

La discussion porte sur les résultats des trois grandes étapes de la méthodologie qui correspondent aux trois objectifs intermédiaires identifiés à la section 3.2, ainsi que sur l'ensemble des résultats. De plus, un exemple supplémentaire d'applicabilité de la méthodologie est fourni. Ainsi, cette section est subdivisée en cinq sous-sections.

8.1 Choix de l'élément prépondérant

Le premier objectif intermédiaire consistait à identifier un flux dominant de l'inventaire qui pouvait être divisé en regroupements spatiaux à l'intérieur du Canada. L'étape 1 de la méthodologie abordait cet objectif en deux sous étapes. Premièrement, la méthodologie étudie le problème de l'identification des flux dominants (étape 1.1). Deuxièmement, elle vérifie la possibilité de régionaliser ce flux, c'est-à-dire obtenir de l'information sur ce flux qui est corrélé à différentes zones géographiques de même niveau de régionalisation ainsi que de niveaux différents (étape 1.2). Pour le cas étudié, c'est-à-dire le «grid mix», les différentes zones géographiques de même niveau de régionalisation sont les provinces et la zone géographique de niveaux de régionalisation différents est le Canada. Afin d'identifier les flux dominants de l'inventaire du cycle de vie, un décompte des flux utilisés par l'ensemble des processus unitaires de la base de données ecoinvent est effectué. La base de données ecoinvent a été choisie pour représenter l'inventaire du cycle de vie, parce qu'elle comprend plus de 2600 processus représentant plusieurs secteurs industriels différents (agriculture, produits chimiques, minéraux, énergie...). De ce fait, il est acceptable de considérer cette base de données comme un échantillon représentatif de l'inventaire du cycle de vie. Une autre base de données aurait également pu être employée. Il est par contre souhaitable que les données de cette base de données soient le moins agrégées possibles, afin de faciliter leur analyse.

Les résultats de l'étape 1.1 ont révélé quatre flux prépondérants de la fréquence d'utilisation des flux élémentaires ou de produits par les processus unitaires d'ecoinvent (voir Figure 5.1). Il s'agit de :

- Pertes de chaleur dans l'air où la population est dense («Heat waste»)
- Transport des marchandises par train («Transport, freight, rail/RER»)
- Transport par camion de 32 t («Transport, lorry 32t/RER»)
- Consommation d'électricité sur le réseau de moyenne tension («Electricity, medium voltage, production UCTE, at grid/UCTE»)

À eux quatre, ils représentent 0,13% de l'ensemble des flux disponibles et se distinguent de la masse puisque la courbe des valeurs de fréquence d'utilisation de ces flux représente une exponentielle décroissante (Figure 5.1). Ils sont utilisés par plus de 20% des processus unitaires de la base de données ecoinvent. Plus spécifiquement, en ce qui a trait au flux de produits «consommation d'électricité», si tous les niveaux de tension d'électricité qui se retrouvent sur le réseau de distribution sont regroupés, c'est 50% des processus unitaires de la base de données qui l'utilise. Ces résultats permettent d'identifier un élément (flux de produits ou flux élémentaire) ayant le potentiel d'influencer les résultats d'impacts environnementaux d'un grand nombre de processus unitaires. Par contre, ils n'indiquent pas l'importance de l'incertitude associée au flux et, de ce fait, ne fournissent pas d'indications quant à la contribution des incertitudes de ce flux aux incertitudes totales.

D'autres techniques de sélection peuvent être utilisées, comme établir le pourcentage de contribution des flux par rapport aux processus unitaires et dénombrer lesquels sont le plus souvent identifiés comme contributeurs majoritaires aux processus. Encore une fois, cette technique n'apporte aucune information quant à l'incertitude des données, mais elle peut apporter une perspective intéressante à l'interprétation des résultats de l'étape 3 de la méthodologie. En effet, si le flux est à la fois un contributeur majoritaire aux impacts et a une incertitude non négligeable, il s'agit définitivement d'un élément à modéliser adéquatement et avec précision dans une ACV (Heijungs, 1996). Non

seulement la variation de la valeur moyenne de la distribution peut modifier significativement les résultats, mais l'écart-type et la forme de la distribution du flux peuvent causer préjudice à la représentativité des résultats.

Le choix du «grid mix» à l'étape 1.2 comme flux à régionaliser est valide pour le Canada, puisque la législation de la production d'électricité revient aux provinces qui, jusqu'en 2007 du moins, voyaient leurs échanges avec leurs voisins limités et contrôlés. Cette différenciation spatiale par province n'aurait pas été admissible s'il était impossible d'attribuer les impacts environnementaux à des groupements précis. Advenant une libéralisation du marché énergétique, il pourrait s'avérer difficile d'établir la provenance de l'électricité consommée et donc impossible de discerner les provinces entre elles.

Étant donné que la communauté scientifique a une bonne idée quant aux impacts environnementaux potentiels des différents modes de production d'électricité, le choix de ce flux pour l'étude semble peu intéressant. Bien que les conclusions quant à la comparaison des valeurs moyennes des impacts des différents «grid mix» ne soient pas surprenantes, le choix d'une distribution de probabilités pour représenter les «grid mix» et leurs impacts sur un grand nombre de processus n'est pas évident. De plus, il permet de contrôler les résultats de la méthodologie proposée.

L'assiette énergétique de production (Tableau D.1) et de consommation (Tableau 5.1) d'électricité des différentes provinces est essentiellement la même, excepté pour l'Île-du-Prince-Édouard qui importe plus d'électricité qu'elle n'en produit. Dans les deux cas, il est indéniable que l'assiette énergétique des modes de production est différente d'une province à l'autre. Étant donné que ces assiettes énergétiques sont dominées par un ou quelques modes de production d'électricité, les hypothèses sur le type d'électricité importée ou exportée ont peu d'impacts sur ces dites assiettes énergétiques (voir Tableau D.2, Tableau D.3). De ce fait, il peut être suffisant de considérer que le type

d'électricité importé et exporté se fait au prorata des modes de production d'électricité des «grid mix» d'importation ou d'exportation bien que ce soit une simplification de la réalité. Le choix de la modélisation de l'importation et exportation de l'électricité dépend de la précision requise pour rencontrer les critères de qualité de l'objectif de l'étude. En ce qui concerne l'objectif de ce mémoire, il est jugé important de représenter les «grid mix» le plus près de la réalité possible, puisque c'est sur eux que porte l'étude. Par contre, l'étude de sensibilité réalisée à l'étape 2 (voir Annexe E) a révélé que ce degré de précision n'est pas un élément sensible de l'étude en ce sens qu'il ne fait pas varier les conclusions portant sur la régionalisation de l'inventaire. Les seuls paramètres qui peuvent varier légèrement sont les écarts relatifs entre les «grid mix» présentés à la Figure 6.6. Pour les processus unitaires utilisant de l'électricité, ces écarts se répercutent sur les variations moyennes, qui sont présentées au Tableau 7.5 et Tableau 7.9 pour le scénario 1 et 2 respectivement.

8.2 Comment modéliser le «grid mix» Canadien

Le second objectif intermédiaire visait à déterminer si, au niveau des impacts environnementaux globaux, les moyennes des distributions de probabilités, provenant d'un flux dominant de l'inventaire, sont statistiquement différentes d'un regroupement spatial à l'autre dans un intervalle de confiance de 90%. L'étape 2 de la méthodologie abordait cet objectif en trois sous étapes. Premièrement, l'étude statistique des flux composant le flux à l'étude est réalisée à l'étape 2.1. Cette dernière permet de déterminer les éléments clés de la modélisation et ainsi d'en orienter la collecte de données de l'étape 2.2. Finalement, à l'étape 2.3, l'analyse statistique du flux à l'étude est effectuée. Cette dernière compare les différentes distributions de probabilités des impacts environnementaux globaux des flux régionalisés et du flux non régionalisé.

Les résultats de l'étape 2.1 ont permis de déterminer, à l'aide de tests d'hypothèses sur les distributions de probabilités des impacts environnementaux finaux, que les flux de produits d'ecoinvent pouvant participer à la modélisation des «grid mix» étaient

majoritairement différents les uns des autres. Un maximum de 2.0% des distributions statistiques sur un total de 13690 combinaisons possibles sont considérées identiques pour un niveau de confiance de 90%, et ce, pour les quatre catégories d'impacts globaux de la méthode IMPACT 2002+ (Tableau 6.1). Les paramètres clés identifiés à l'étape 2.2 sont les différentes grandes classes de production d'électricité comme les centrales au charbon versus l'hydroélectricité. Ceci étant dit, les tests d'hypothèses sur les distributions statistiques des «grid mix» effectués à l'étape 2.3 ont révélé, pour un niveau de confiance de 90%, que les comparaisons des impacts environnementaux des provinces suivantes étaient identiques, c'est-à-dire que l'hypothèse nulle était acceptée (résultats présentés aux Tableau 6.3):

- Changement climatique : aucune province n'est identique
- Extraction de minerais : {Manitoba - Saskatchewan}
- Énergie non renouvelable : {Nouveau-Brunswick – Saskatchewan}, {Nouveau-Brunswick – Alberta}, {Saskatchewan – Alberta}
- Destruction de la couche d'ozone : aucune province n'est identique

Autrement dit, pour toutes les autres combinaisons de comparaison, l'hypothèse nulle est rejetée au profit de l'hypothèse alternative voulant que les distributions de probabilités des impacts environnementaux globaux des différentes provinces et du Canada soient différentes entre elles et avec le Canada.

En ce qui concerne le flux à l'étude dans ce mémoire, c'est-à-dire le «grid mix», les résultats de l'étape 2.1, quant au fait que les modes de production d'électricité à partir de différents combustibles soient différents entre eux, n'ont rien de surprenant. Il est connu que des centrales thermiques au charbon, par exemple, émettent davantage de gaz à effet de serre que des barrages hydroélectriques. Par contre, ces résultats tirent leur intérêt du fait qu'ils permettent de s'assurer que cette différence était plus grande que celle provenant des différentes technologies du même mode de production. Autrement dit, il est plus important de connaître la portion de l'électricité produite à partir de centrales thermiques au charbon et celle produite à partir d'un barrage hydroélectrique que la

portion produite à un barrage de type réservoir et celle d'un barrage au fil de l'eau. C'est ce que la Figure 6.1, la Figure 6.2, la Figure 6.3 et la Figure 6.4 démontrent. De ce fait, l'étape 2.2 ne nécessitait pas de collecte de données supplémentaires pour distinguer, par exemple, les types de barrages hydroélectriques entre eux ou encore l'efficacité des centrales thermiques. Par contre, le pourcentage de chaque source de combustible doit être connu avec précision. Deux sources d'incertitudes pouvant influencer les pourcentages de la part des contributions des sources de combustible à l'assiette énergétique d'électricité sont étudiées. Dans les deux cas, c'est-à-dire l'hypothèse des modes d'électricité importée et exportée (Annexe E) ainsi que la variabilité temporelle (Figure 6.5) des «grid mix», il s'est avéré qu'il ne s'agissait pas de points sensibles puisqu'ils ne modifiaient pas les conclusions de l'étude. Cet exercice a tout de même permis de démontrer les particularités des étapes 2.1 et 2.2 de la méthodologie.

Pour réaliser l'étape 2.3 de la méthodologie, les «grid mix» sont modélisés en calculant les impacts moyens des différents modes de production d'électricité constituant les «grid mix», et ce, que ce soit pour les «grid mix» régionalisés ou le «grid mix» non régionalisé. Autrement dit, la distribution de probabilités des impacts environnementaux globaux d'un «grid mix» représente les impacts environnementaux de la production de 1 kWh d'électricité moyen. Cette méthode de modélisation offre l'avantage d'être simple et de s'intégrer parfaitement à la base de données ecoinvent et aux calculs de type Monte Carlo sous SimaPro. Par contre, elle a un défaut majeur. Elle n'intègre pas la variabilité spatiale des données à sa distribution de probabilités. À titre d'exemple, l'étendue de la distribution de probabilités du «grid mix» canadien modélisé par la moyenne des modes de production est inférieure à l'étendue des moyennes des distributions de probabilités des «grid mix» provinciaux qu'elle est censée représenter, et ce, particulièrement pour les catégories d'impacts «Changement climatique», «Énergie non renouvelable» et «Destruction de la couche d'ozone» (voir Figure 6.6). Évidemment ce constat est possible maintenant qu'il a été démontré que le «grid mix» canadien peut être régionalisé. Ceci étant dit, pour obtenir une distribution de probabilités représentative du

«grid mix» canadien, c'est-à-dire qui inclut sa variabilité spatiale, il n'est pas suffisant de calculer la valeur moyenne des impacts des modes de production d'électricité ou la valeur moyenne des impacts du prorata de kWh consommé par province, puisque ce faisant, il n'y a que la valeur moyenne qui est juste. Alors, la forme de la distribution de probabilités et son écart-type ne sont pas représentatifs de la situation canadienne. Pour obtenir une représentation juste de la situation, il faut considérer les distributions de probabilités des «grid mix» provinciaux comme des données primaires indépendantes permettant d'établir la distribution de probabilités du «grid mix» canadien. Autrement dit, la distribution de probabilités du «grid mix» canadien est obtenue à partir de 10 points seulement, puisqu'il n'y a que 10 provinces.

En effet, les impacts environnementaux du «grid mix» canadien ne peuvent pas être représentés par une distribution normale de moyennes et d'écart-types tel que présenté à la Figure 6.6. Deux facteurs en sont la cause : 1) la dispersion des moyennes des impacts environnementaux des «grid mix» provinciaux n'est pas incluse dans l'écart-type du «grid mix» canadien; 2) la probabilité d'être en Ontario ou au Québec est semblable en plus d'être la probabilité la plus élevée de toutes les provinces, et ce, qu'elle soit établie selon le PIB des provinces ou selon le nombre de kWh consommé (Statistique Canada, 2008a),(Statistique Canada, 2005c). Il s'agit plutôt d'une distribution multimode qui ne peut pas être résumée à une valeur moyenne et un écart-type sans perdre de l'information. Or, la distribution actuellement employée pour représenter le «grid mix» canadien est une distribution normale qui n'a qu'un mode. De plus, ce mode correspond à la valeur moyenne de la distribution.

Une méthode mathématiquement plus appropriée qu'une distribution de probabilités continue est, d'après moi, une distribution de probabilités discrète. Les probabilités proviennent alors d'une analyse combinatoire des différentes possibilités de modélisation des étapes du cycle de vie du produit ayant des probabilités différentes selon les différentes provinces. En fait, il s'agit simplement de représenter la probabilité

d'être dans chacune des provinces sans les additionner, c'est-à-dire que la probabilité d'être dans chaque province est un scénario distinct.

Cette même logique d'analyse combinatoire peut être employée pour la construction des «grid mix» provinciaux, c'est-à-dire qu'au lieu de calculer l'impact environnemental moyen de la production de 1 kWh d'électricité à partir de différents modes de production d'électricité, il faut considérer ces données comme des données primaires servant à construire la distribution de probabilités. Les impacts environnementaux étant différents d'un mode de production d'électricité à l'autre, tel que démontré pour les différentes catégories d'impacts globaux à la Figure 6.1, Figure 6.2, Figure 6.3, Figure 6.4, il y a fort à parier qu'une distribution normale ne représenterait pas adéquatement la variabilité de source à objet présente dans les «grid mix» provinciaux. À ce moment, il ne serait plus possible d'employer les t-test comme test d'hypothèse pour distinguer les distributions de probabilités l'une de l'autre puisque les conditions d'application ne sont plus respectées. Par contre, l'utilisation de distributions de probabilités simplifiées dans l'exemple d'application de la méthodologie a permis d'identifier la production et la consommation d'électricité comme étant des flux de produits sur lesquels il vaut la peine d'effectuer une collecte de données exhaustives. Cette même façon de procéder peut être employée pour identifier des éléments de recherches intéressants sur lesquels il est justifié de mettre des efforts de modélisation.

La technique de modélisation par analyse combinatoire de la variabilité d'un processus élémentaire n'est possible que si ce dernier est constitué de flux de produits ayant la même unité fonctionnelle. En effet, il s'agit de modéliser la probabilité d'être en présence soit du flux A et/ou du flux B. Les flux doivent donc être interchangeables et ne peuvent donc pas être de natures différentes (ex : kg versus kWh). De plus, il n'est pas possible d'employer la base de données ecoinvent sous SimaPro pour représenter ces combinaisons possibles, puisque cet outil ne permet pas de modéliser des distributions autres que celle de type normal, lognormal, uniforme ou triangulaire, alors

que précisément il faut pouvoir le faire. Un outil permettant de tenir compte des combinaisons possibles serait aussi utile dans l'analyse de sensibilité de l'étape d'interprétation des résultats d'une ACV.

Il est aussi à noter que les DQI (Data Quality Index) associés aux données d'ecoinvent ont été utilisés pour représenter l'intra-variabilité des regroupements spatiaux. Étant donné qu'il n'existe pas de base de données canadienne sur le cycle de vie de la production d'électricité, cette façon de procéder permet de tenir compte de la présence d'incertitudes dans ce cycle de vie. Par contre, il faut garder en tête qu'il s'agit d'informations semi-quantitatives et qu'en réalité, l'intra-variabilité peut être plus grande que celle modélisée. Il faudrait tout de même que cette incertitude soit suffisamment importante pour confondre, par exemple, l'écart existant entre les impacts du «grid mix» québécois versus les impacts du «grid mix» albertain, et ce, pour les quatre catégories d'impacts globaux. Si ce cas de figure devait se présenter à la suite de l'élaboration de la base de données canadienne du cycle de vie de la production d'électricité, il va sans dire que la distribution de probabilités du «grid mix» canadien devrait aussi représenter cette augmentation de l'incertitude. De plus, la probabilité de retrouver des incertitudes plus importantes dans l'ensemble des ACV augmente étant donné que le «grid mix» est un flux dominant de l'inventaire. Advenant que la fiabilité des données provenant du domaine énergétique soit moins bonne que ce qui est actuellement reconnu, comme un domaine bien connu et étudié, la fiabilité des données des autres secteurs industriels est d'autant plus questionnable. De ce fait, le potentiel que les ACV aient trop d'incertitudes pour en tirer une information fiable et de qualité renforce le besoin déjà présent d'aborder la problématique des incertitudes et des données inexactes dans la phase de l'inventaire en analyse de cycle de vie (Björklund, 2002), (de Beaufort *et al.*, 2002). Pour mener à bien ce projet, les sources de ces incertitudes doivent être connues afin d'évaluer s'il est possible de les diminuer. Une première distinction est de savoir si l'incertitude est liée à une variabilité intrinsèque à la donnée qui ne peut être diminuée, car la réalité est incertaine, ou s'il s'agit d'une source

d'incertitudes qui pourrait être améliorée par une collecte de données supplémentaires (Chevalier et Le Téno, 1996). D'une façon ou d'une autre, la représentativité des données doit être bien modélisée pour assurer de la crédibilité aux résultats d'ACV.

En résumé, les résultats de l'étape 2, avec une modélisation par valeur moyenne, ont démontré que la variabilité spatiale des «grid mix» provinciaux existe. Comme les provinces exploitent séparément leur réseau de distribution et donc le «grid mix» de consommation, il est évident que la moyenne canadienne de consommation d'électricité ne représente pas adéquatement la situation du Canada. Premièrement, l'étendue de la distribution n'englobe pas les «grid mix» provinciaux comme il a été possible de voir à la Figure 6.6. Deuxièmement, étant donné que les provinces sont indépendantes, le «grid mix» canadien ne devrait pas être une moyenne de la consommation canadienne d'électricité, mais une probabilité d'être dans chacune des provinces selon les secteurs industriels. Cette probabilité pourrait être établie en effectuant le ratio de consommation de kWh de chaque province par rapport au total canadien. La représentation simplifiée du «grid mix» canadien cause donc préjudice à l'incertitude associée de la variabilité spatiale intra-groupe, puisque celle-ci n'est pas représentée dans la forme et l'étendue de la distribution.

Étant donné les résultats obtenus pour le «grid mix» canadien, il serait intéressant d'évaluer le «grid mix» américain et mexicain avec la même méthodologie dans le but de construire un «grid mix» de l'Amérique du Nord. Ce dernier pourrait être utile dans la modélisation d'ACV de type «screening», c'est-à-dire lors de la première itération de la méthodologie qu'est l'ACV pour identifier une première série d'enjeux importants. Un enjeu important étant un contributeur majoritaire aux impacts ou aux incertitudes. Il n'est pas nécessaire de préciser davantage le lieu où se déroulent les différentes étapes du cycle de vie du produit ou service en ce qui concerne la consommation d'électricité lorsque le «grid mix» n'est pas un enjeu important. Un autre cas, où un «grid mix» nord américain est utile, est justement lorsqu'il y a peu d'informations quant au lieu

d'extraction, de production, d'utilisation ou de fin de vie du produit ou service à l'étude. Il est alors nécessaire de travailler avec une donnée de faible résolution spatiale qui tient compte de l'incertitude liée à la variabilité spatiale. De cette façon, les résultats d'impacts seront représentatifs du système à l'étude.

8.3 Avant-plan vs Arrière-plan

Le troisième et dernier objectif était de démontrer qu'il existe une différence statistique entre les impacts environnementaux globaux de différents regroupements spatiaux pour l'avant-plan et l'arrière-plan d'un ensemble d'ACV. Pour remplir cet objectif, deux scénarios de variabilité spatiale dans l'ensemble de l'inventaire canadien de cycle de vie sont étudiés à l'étape 3 de la méthodologie. Le scénario 1 évaluait l'effet de la variabilité spatiale lorsque le flux de produit «grid mix» se trouve en avant-plan et en arrière-plan d'ACV de type «berceau à barrière». Le scénario 2 évaluait les mêmes ACV, mais cette fois la variabilité spatiale était présente en arrière-plan seulement. Les tests d'hypothèses de comparaison de moyennes des distributions de probabilités des impacts environnementaux globaux des processus régionalisés versus les impacts environnementaux globaux des processus non régionalisés ont été effectués sur tous les processus unitaires d'ecoinvent ayant de l'électricité en avant-plan, soit 1158 processus. Pour des distributions de probabilités ayant des coefficients de variation estimés de 10% à 80%, la majorité des processus unitaires présentent une variabilité spatiale pour le scénario 1 et le scénario 2 (excepté pour la catégorie d'impact «Extraction de Minerais» où les résultats sont plus ambigus). Ces résultats sont présentés au Tableau 7.1, au Tableau 7.2, au Tableau 7.3 et au Tableau 7.4 pour le scénario 1 et au Tableau 7.6, au Tableau 7.7 et au Tableau 7.8 pour le scénario 2.

Que l'intervariabilité spatiale du «grid mix» soit en avant-plan et en arrière-plan de l'arbre des processus unitaires ou en arrière-plan seulement, les résultats des tests d'hypothèses entre les processus régionalisés et ceux non régionalisés révèlent que, pour une intra-variabilité modélisée à partir d'un coefficient de variation de 10 à 80%, une

régionalisation de l'inventaire canadien du cycle de vie permet de diminuer l'incertitude de cet inventaire. Bien que cette qualité de données, c'est-à-dire des données régionalisées, ne soit pas toujours nécessaire, savoir comment l'obtenir est primordial. En effet, dans le processus itératif qu'est l'ACV, il ne suffit pas d'identifier un paramètre clé, tel que défini par Heijungs (1996), pour améliorer les résultats d'une ACV. Il faut aussi que des possibilités d'amélioration soient connues et quantifiables pour l'intégrer à la méthodologie de l'ACV. Une quantification de l'intra-variabilité des «grid mix» provinciaux peut révéler une incertitude plus grande que celle modélisée, comme il a été discuté à la section 8.3. Par contre, tant que cette dernière n'est pas plus grande que l'intervariabilité des «grid mix» provinciaux, les conclusions de régionalisation demeurent valides. Un scénario où l'intra-variabilité des différents «grid mix» provinciaux est plus grande que l'intervariabilité existant entre les «grid mix» provinciaux peut toujours survenir étant donné le peu de processus documentés dans une perspective de cycle de vie au Canada. Par contre, il peut alors être question de la qualité des données disponibles. Celle-ci peut éventuellement être améliorée et révéler encore une fois le besoin de régionaliser. En fait, sachant d'avance que l'inventaire canadien du cycle de vie peut gagner en représentativité s'il est régionalisé, il est possible de mieux orienter la collecte de données pour l'élaboration de cet inventaire. La première étape serait, évidemment, de construire la base de données portant sur l'énergie, afin de s'assurer que la collecte de données soit suffisamment précise pour permettre une régionalisation des «grid mix».

8.4 Variabilité spatiale dans l'inventaire canadien

La méthode de quantification de l'intervariabilité spatiale des «grid mix» au Canada a démontré qu'il est pertinent de régionaliser l'inventaire canadien par rapport aux «grid mix» provinciaux. Il est à noter que la modélisation du flux, à l'étape 2 dans la méthodologie proposée, doit être réalisée en appliquant les mêmes règles de rigueur que celles qui sont proposées par ISO 14 040 pour assurer fiabilité et crédibilité aux résultats. L'ajout de tests d'hypothèses pour l'évaluation de la variabilité spatiale dans

l'inventaire de l'analyse de cycle de vie des produits et services permet d'être plus objectif dans l'interprétation des résultats, que ce soit à un niveau intermédiaire (étape 2) ou au niveau des résultats finaux de l'étude (étape 3).

L'étude du «grid mix» démontre statistiquement que la régionalisation des données, au Canada, permet d'améliorer la représentativité des données. Or, étant donné la mondialisation des marchés, le cycle de vie d'un produit ou service n'a pas nécessairement lieu qu'au Canada. Donc, à chaque étape du cycle de vie d'un produit ou service, selon le secteur industriel, il y a différentes probabilités d'être localisé sur différents continents, dans différents pays ou différentes régions. Ce constat, pour conserver une bonne représentation des données, comporte deux problématiques. Premièrement, la régionalisation des «grid mix» des différents pays à travers le monde doit être faite là où il est justifié de le faire. Le «grid mix» de niveau de régionalisation supérieur, s'il est employé, doit tenir compte de cette intervariabilité dans sa représentation sous forme de distribution de probabilités. Deuxièmement, il va de soi que tous les pays ne sont pas sur le même continent et ne sont donc pas tous interconnectés sur un réseau de distribution d'électricité. Alors, les outils de modélisation du système à l'étude doivent inclure la possibilité de représenter la probabilité d'être dans les différents pays/régions. Autrement dit, l'inventaire du cycle de vie ressemble à une énorme étude de sensibilité comportant une multitude de scénarios pondérés par la probabilité d'être dans différents pays/régions et dont les résultats sont présentés sous une seule distribution de probabilités. Il s'agit d'une analyse des combinaisons d'inventaire du cycle de vie qui sont possibles et pondérées par la probabilité d'être dans différents pays/régions.

La méthodologie développée n'est pas exclusive à l'évaluation de la variabilité spatiale. Elle peut aussi servir, par exemple, à évaluer la variabilité entre la source et les objets ou encore, la variabilité temporelle de l'inventaire du cycle de vie. Si la variabilité temporelle des «grid mix» est considérée, une évaluation statistique de la variation des

émissions saisonnières de la production d'un kWh d'électricité peut être effectuée avec la méthodologie proposée. Au lieu d'évaluer la différence entre des regroupements spatiaux, c'est la différence des émissions entre les saisons qui est évaluée. En ce qui concerne l'évaluation de la variation entre source et objet dans le cadre des «grid mix», il peut s'agir d'une évaluation axée sur les différentes efficacités énergétiques des différentes centrales thermiques au charbon produisant de l'électricité sur un même territoire.

L'application de la méthodologie ne se limite pas non plus à l'évaluation du flux de produit «grid mix». Elle peut également être appliquée, par exemple, au secteur du transport. En effet, ce dernier est également un flux dominant de l'inventaire du cycle de vie et il peut contenir des sources de variabilité. Par exemple, une source de variabilité entre source et objet est les différentes tailles de voitures. En effet, les différentes marques et modèles de voitures ont des rendements au 100km différents et donc un inventaire différent (Tableau 4-5 du rapport (Statistique Canada *et al.*, 2000)). Pour ce même secteur industriel, les normes d'émissions d'un pays à l'autre (comme entre le Canada, les Etats-Unis et le Mexique) peuvent servir de critère de régionalisation (Tableau 4-6a du rapport (Statistique Canada *et al.*, 2000)). Une étude portant sur la chaîne d'approvisionnement des produits selon les pays pourrait révéler une variabilité spatiale quant aux modes de transports employés dans la modélisation du cycle de vie d'un produit.

8.5 Exemple supplémentaire : Consommation du cuivre en Allemagne

Ici, les étapes de la méthodologie sont reprises avec un flux de produits autre que les «grid mix», afin de saisir pleinement la portée des possibilités d'applications de la méthodologie proposée.

8.5.1. Étape 1 : Choix du flux à modéliser

L'identification des flux dominants étant déjà fait (étape 1.1), les résultats présentés à la Figure 5.1 sont employés pour sélectionner un deuxième flux à étudier. Un des flux dominants identifié est le transport des marchandises. En ACV, le transport s'exprime en «tkm», c'est-à-dire le multiple du poids de la marchandise par la distance parcourue. De ce fait, il faut connaître le point d'origine et le point de destination de la marchandise et le mode de transport employé pour déplacer cette marchandise. Pour limiter le champ de l'étude de cet exemple supplémentaire, le cas de la consommation du cuivre en Allemagne est sélectionné comme processus à étudier en ce qui a trait à la variabilité spatiale. Le cuivre étant une matière première entrant dans la composition de nombreux biens (6% des processus unitaires d'ecoinvent), il apparaît justifié d'évaluer la variation due à la variabilité spatiale liée à la provenance du cuivre consommé.

La provenance du cuivre raffiné consommé en Allemagne pour l'année 2005 est présentée au Tableau 8.1 (BRGM Service des Ressources Minérales, 2008). Étant donné que la part de cuivre provenant de chaque continent varie (tonne du cuivre importé) ainsi que les distances de transport (km) entre ces continents et l'Allemagne, il va de soi qu'il y a de la variabilité spatiale en ce qui a trait à la provenance du cuivre raffiné consommé en Allemagne (étape 1.2).

Tableau 8.1 : Provenance du cuivre raffiné consommé en Allemagne en 2005

	Moyenne	Allemagne	Europe	Amérique du Sud	Afrique	Asie	Amérique du Nord
Part	100%	38,0%	42,0%	16,9%	1,5%	0,3%	0,2%

8.5.2. Étape 2 : Modélisation du mélange de l'approvisionnement en cuivre raffiné en Allemagne

Étant donné que la nature du flux est encore une fois le type de flux de produits, l'étape 2 de la méthodologie est divisée en trois sous-étapes. Il s'agit de l'évaluation statistique des flux composant le processus élémentaire à l'étude (étape 2.1), de l'identification des éléments clés de la modélisation (étape 2.2) et de l'évaluation statistique des distributions de probabilités des impacts environnementaux des différents regroupements spatiaux (continents) du processus modélisé (étape 2.3). Les résultats de ces trois sous-étapes sont présentés aux sections 8.5.2.1, 8.5.2.2 et 8.5.2.3. Pour alléger la présentation de cet exemple supplémentaire, qu'une seule catégorie d'impacts est analysée soit la catégorie «Changement Climatique».

8.5.2.1 Test d'hypothèse sur les distributions statistiques des différents modes de transport et différents modes de raffinage du cuivre (Étape 2.1)

Dans la conception du processus «cuivre raffiné disponible pour la consommation en Allemagne», ce qui fait la différence dans la provenance du cuivre sont les modes de transport, les distances de transport, les quantités de cuivre transporté et les processus de raffinage du cuivre. De ce fait, les impacts environnementaux des modes de transport du cuivre et des processus de raffinage sont comparés, afin de s'assurer qu'il y a effectivement variabilité en ce qui concerne les impacts environnementaux de ces processus.

Tout d'abord, il y a 10 combinaisons possibles de choix entre deux processus élémentaires pour modéliser le processus de raffinage. Pour la catégorie «Changement Climatique», dans un intervalle de confiance de 90%, les tests d'hypothèses révèlent que les distributions de probabilités de ces processus sont toutes différentes les unes des autres. Autrement dit, H₀ est rejetée pour toutes les 10 combinaisons de processus de raffinage. En ce qui concerne les modes de transport, il y a 45 combinaisons possibles.

Dans un intervalle de confiance de 90%, pour la catégorie d'impacts «Changement Climatique», H0 est acceptée que pour 2.0% des cas, c'est-à-dire une combinaison. Donc, il y a présence de variabilité en ce qui concerne les processus de raffinage du cuivre et de modes de transport.

La gamme de processus élémentaires disponibles sous ecoinvent 2.0 pour la modélisation du raffinage du cuivre, ayant pour unité fonctionnelle 1 kg Cu, sont répartis par continent. Ceux qui sont disponibles pour la modélisation du transport, ayant pour unité fonctionnelle 1 tkm, sont répartis par pays et par mode de transport ou technologie de transport comme suit :

- Transport, camion d'environ 16t / NOM DU PAYS : 5 processus
- Transport, train de marchandise / NOM DU PAYS : 3 processus
- Transport, barge / NOM DU PAYS : 1 processus
- Transport, transocéanique de marchandise / NOM DU PAYS : 1 processus

8.5.2.2 Identification des éléments clés (Étape 2.2)

Une vue d'ensemble des distributions de probabilités des différents processus élémentaires obtenues à l'étape précédente pour la catégorie d'impact «Changement Climatique» est présentée afin de permettre de mieux saisir l'identification des sources de variation de la modélisation. À la Figure 8.1, il est possible d'observer trois regroupements de processus. Un premier élément clé de la modélisation est de choisir le regroupement adéquat pour représenter le raffinage du cuivre selon le continent de provenance du cuivre. Noter que l'axe des x représente les différents processus élémentaires produisant du cuivre raffiné. L'axe des y représente le rapport entre l'impact d'un processus élémentaire divisé par la moyenne des impacts de ces processus (voir équation 4.5). De plus, il n'y a pas de processus de raffinage du cuivre pour l'Allemagne. Pour modéliser ce dernier, le processus de raffinage pour l'Europe sera employé. À la Figure 8.2, il y a aussi trois regroupements de processus possibles. Ces derniers ce font par mode de transport. Il est à noter qu'il y a un train de marchandise

dont les impacts ressemblent davantage aux impacts du navire. Idéalement, lors de la sélection d'un processus de train de marchandise pour la modélisation, il faudrait pouvoir identifier le type de train de marchandise, car ces derniers ont beaucoup de variation entre leurs impacts environnementaux dus principalement à la forme d'énergie employée pour mouvoir le train (électrique versus combustible fossile). Dans le cas contraire, c'est-à-dire lorsqu'il n'est pas possible d'obtenir de l'information quant au type de train employé, une moyenne arithmétique des trois est employée. Le même calcul, soit la moyenne arithmétique, est utilisé pour les impacts environnementaux dus à l'utilisation d'un camion.

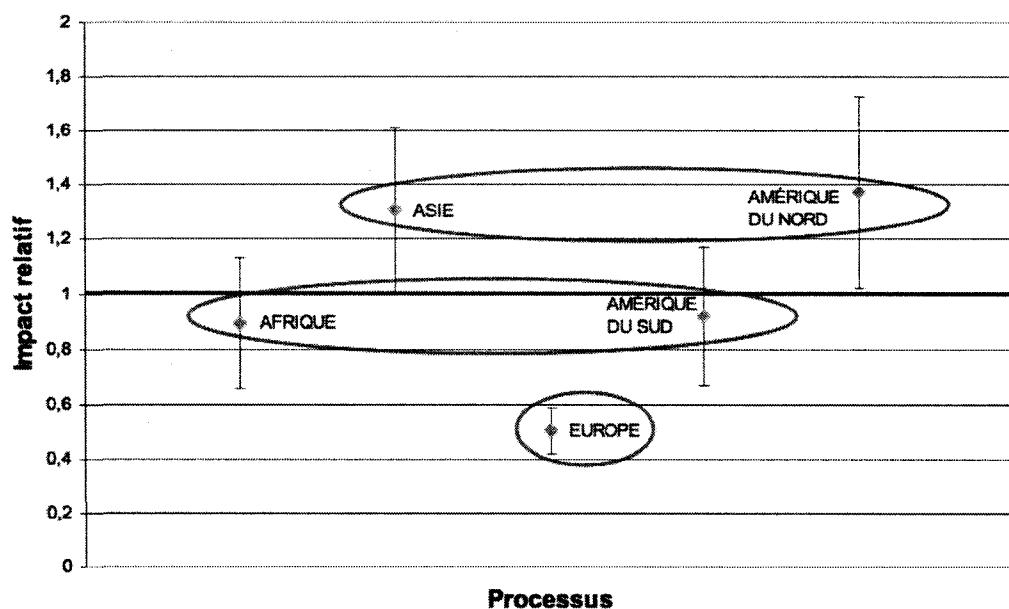


Figure 8.1 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie d'impacts «Changement climatique» des processus produisant du cuivre raffiné (kg).

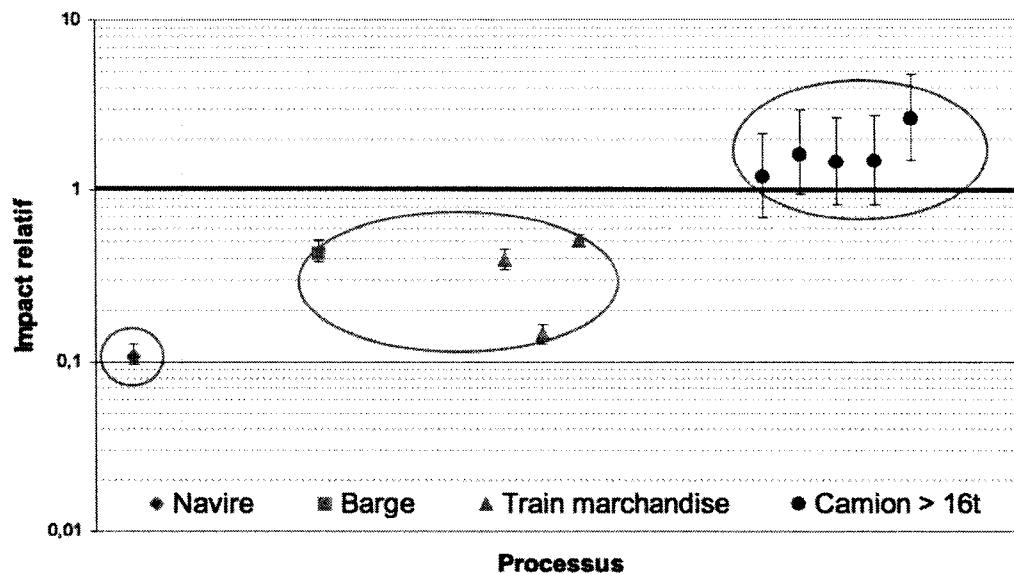


Figure 8.2 : Comparaison des impacts environnementaux pour la catégorie d'impacts «Changement climatique» des processus de transport (tkm).

La modélisation finale de la provenance du cuivre raffiné consommé en Allemagne est présentée au Tableau 8.2. Aucune étude de sensibilité n'est effectuée, puisqu'il s'agit ici d'un exemple simplifié permettant d'illustrer l'applicabilité de la méthodologie et non l'établissement d'une nouvelle base de données.

8.5.2.3 Tests d'hypothèse sur les distributions statistiques des processus unitaires finaux (Étape 2.3)

Les tests d'hypothèses de comparaison des moyennes effectuées entre la distribution de probabilités des impacts environnementaux du processus non régionalisé (valeur moyenne des provenances) et les distributions de probabilités des impacts environnementaux des processus régionalisés (données par continent) ainsi que ces derniers entre eux ont révélé que toutes les distributions étaient différentes entre elles. Autrement dit, l'hypothèse nulle est rejetée au profit de H1 dans tous les cas, dans un niveau de confiance de 90%.

Tableau 8.2 : Modélisation de la provenance du cuivre consommé en Allemagne

	Moyenne	Allemagne ⁽⁵⁾	Europe	Amérique du Sud	Afrique	Asie	Amérique du Nord
Part	100%	38,0%	42,0%	16,9%	1,5%	0,3%	0,2%
Camion / MOYENNE⁽¹⁾ (tkm)	2,8		6,0	1,3	0,1	0,1	0
Train / MOYENNE⁽¹⁾ (tkm)	8,2		18,0	2,1	0,7	5,2	0,2
Navire transocéanique⁽²⁾ (tkm)	106,2		113,9	335,7	19,8	10,9	3,2
Tain / EUROPE⁽³⁾ (tkm)	2,2		3,7	3,1	0,2	0,2	0
Camion / EUROPE⁽³⁾ (tkm)	4,3		7,5	6,3	0,4	0,4	0
Barge / EUROPE⁽³⁾ (tkm)	2,2		3,7	3,1	0,2	0,2	0
Fraction du cuivre brut⁽⁴⁾	34,3%	84%	2%	4%	40%	42%	83%
Fraction du cuivre raffiné	65,7%	16%	98%	96%	60%	58%	17%
TOTAL (t)	1 179 900						

⁽¹⁾ Estimations des distances.⁽²⁾ Distance évaluée entre les principaux ports d'exportations des différents pays et le port de Bremerhaven (World Shipping Register).⁽³⁾ L'estimation de la distance parcourue entre le port et le centre de raffinage est de 525 km. Répartition des modes de transport : 0,25 train; 0,5 camion; 0,25 barge (Pasi, 2008).⁽⁴⁾ Il est considéré que le cuivre brut est raffiné en Allemagne avant d'être disponible pour le consommateur. Le lieu d'entreposage et de raffinage étant le même.⁽⁵⁾ Pour le cuivre en Allemagne, il est considéré que le lieu de raffinage est d'entreposage est le même.

La Figure 8.3 présente une vue d'ensemble des distributions de probabilités obtenues par continent pour la catégorie d'impacts «Changement Climatique». L'axe des x représente les valeurs normalisées des moyennes des distributions de probabilités des impacts environnementaux des différentes régions de provenance du cuivre par rapport à la valeur moyenne des impacts de ces provenances (voir équation 4.6). La barre d'incertitudes indique l'intervalle de confiance de 95% de la distribution normale des impacts environnementaux des différents processus. La donnée identifiée par le terme «MOYENNE» est égale à un, puisqu'il s'agit de la valeur de référence pour la normalisation. Il s'agit de la valeur moyenne de la distribution des impacts résultant du calcul de la moyenne arithmétique des impacts des différentes provenances du cuivre (processus non régionalisé). L'axe des y représente la probabilité que le cuivre consommé en Allemagne en 2005 provienne de ces différentes régions. Si la distribution de probabilités du scénario «MOYENNE» est comparée à la somme des distributions de probabilités des différentes régions de provenance du cuivre, il est clair que la distribution de probabilités du scénario «MOYENNE» ne représente pas adéquatement la réalité en ce qui concerne l'importation du cuivre en Allemagne. Il est donc possible d'affirmer qu'il y a présence de variabilité spatiale dans les impacts environnementaux de l'importation du cuivre et de ce fait, lorsque la valeur moyenne des impacts des différentes provenances du cuivre est employée dans une ACV, une mauvaise représentativité des impacts environnementaux du cuivre raffiné en Allemagne est obtenue. Autrement dit, cet exercice a permis de souligner que les valeurs moyennes des différentes distributions de probabilités des impacts environnementaux du cuivre consommé provenant de différents continents sont statistiquement différents, mais également que la valeur moyenne supposée représenter l'ensemble des provenances du cuivre consommé ne tient pas compte de la variabilité spatiale de cet ensemble. De ce fait, en employant la valeur moyenne des provenances du cuivre, les résultats des impacts environnementaux donnent un faux sentiment de précision des données.

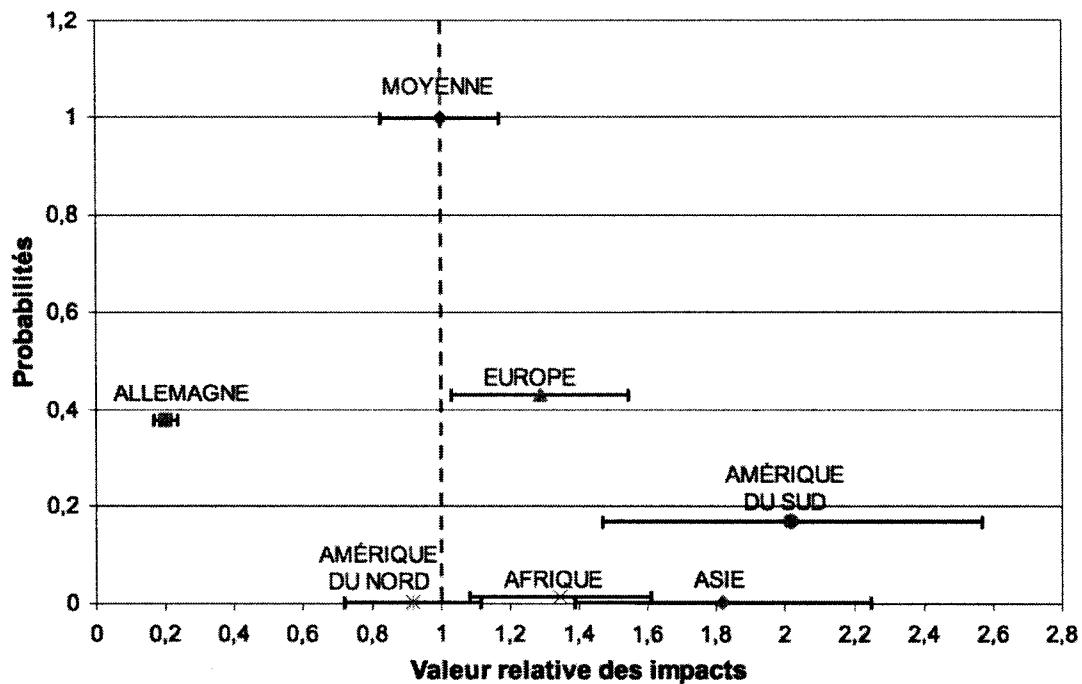


Figure 8.3 : Comparaison des impacts environnementaux pour les différentes provenances du cuivre et la valeur moyenne des impacts de ces provenances.

8.5.3. Étape 3 : Variabilité spatiale dans l'inventaire européen du cycle de vie

À cette étape, les impacts environnementaux de tous les processus élémentaires de la base de données ecoinvent 2.0 ayant du cuivre en avant-plan de leur arbre des processus sont étudiés. Dans ce but, l'inventaire de ces processus est modifié autant de fois qu'il y a de lieux de provenance du cuivre. Les valeurs des impacts environnementaux de ces processus régionalisés sont comparées aux impacts environnementaux des processus non régionalisés (valeur moyenne des provenances du cuivre). Les résultats des tests statistiques sont d'abord exposés. Ensuite, afin de mettre en perspective l'ampleur de la variabilité, les variations moyennes entre les impacts environnementaux des processus régionalisés et ceux non régionalisés sont présentées.

Les résultats des tests statistiques sont présentés au Tableau 8.3. Il s'agit du pourcentage de processus où l'hypothèse nulle est rejetée au profit de H1, dans un intervalle de confiance de 90%, pour les tests d'hypothèses effectués sur les distributions de probabilités des impacts des processus régionalisés en comparaison des processus non régionalisés pour les différents coefficients de variation (C.V.) attribués aux distributions. À l'exception de l'Amérique du Nord, la majorité des processus régionalisés sont différents (H0 rejetée) de la valeur moyenne, et ce, malgré une grande incertitude (coefficient de variation de 80%).

Les valeurs moyennes des variations entre les impacts environnementaux des processus régionalisés et les processus non régionalisés sont présentées au Tableau 8.4. Ces résultats permettent de constater que l'étendue de la variabilité spatiale va de -6% à 8% en moyenne. Il est à noter qu'il s'agit ici de la valeur moyenne des variations et, comme pour le cas des «grid mix», les résultats complets seraient représentés par un diagramme à bâton des fréquences du pourcentage de variation. L'objectif étant de démontrer qu'il existe une différence statistique entre les impacts environnementaux globaux de différents regroupements spatiaux pour l'avant-plan et l'arrière-plan d'un ensemble d'ACV, cette analyse supplémentaire sur le pourcentage de variation n'est pas présentée ici.

En conclusion, pour améliorer la représentativité des résultats, l'inventaire de ces processus auraient l'avantage à être régionalisé. Advenant que ce ne soit pas possible, il faut sommer les probabilités des différentes distributions de probabilités du cuivre régionalisé et non effectuer une moyenne arithmétique de la valeur de leurs impacts. Donc, encore une fois, les principes de l'analyse combinatoire auraient avantage à être intégrés aux logiciels d'ACV dans le calcul des impacts environnementaux des produits et services afin de rendre les résultats plus représentatifs, et ce, pour tous les processus dont une part du produit disponible pour la consommation a été importée.

Tableau 8.3 : Pourcentage de «H0 rejetée» selon l'estimation du coefficient de variation pour la catégorie d'impacts
 «Changement Climatique»

C.V.	Afrique	Amérique du Nord	Amérique du Sud	Asie	Allemagne	Europe
80%	75%	37%	91%	87%	87%	71%
50%	82%	48%	96%	94%	94%	79%
30%	88%	65%	97%	97%	97%	87%
10%	97%	84%	100%	100%	100%	97%

Tableau 8.4 : Valeur des variations moyennes par catégorie d'impacts

C.V.	Afrique	Amérique du Nord	Amérique du Sud	Asie	Allemagne	Europe
Changement climatique	3%	-1%	8%	6%	-6%	2%

9 CONCLUSION

Dans la mesure où la qualité des données doit être améliorée, le plus grand contributeur à l'incertitude est celui sur lequel il est préférable de travailler. Dans ce but, la source de son incertitude doit être identifiée pour orienter les efforts sur la cause de cette incertitude. Il est alors nécessaire, pour évaluer la réelle amélioration de la qualité de la donnée sur les résultats finaux, de quantifier cette incertitude. Une source d'incertitude identifiée comme pouvant causer préjudice aux résultats de l'ACV est la variabilité spatiale. Étant donné l'étendue du territoire canadien, il était souhaitable de vérifier si la régionalisation de l'inventaire pouvait réellement améliorer la représentativité des données d'inventaire.

Afin d'identifier un flux de l'inventaire pouvant avoir un effet sur l'ensemble des impacts environnementaux de cet inventaire, une méthodologie en trois étapes a été développée. Premièrement, le flux est identifié et ensuite quantifié selon les regroupements spatiaux déterminés. Finalement, son impact sur les résultats finaux d'ACV de type «berceau à barrière» est évalué. Dans ce mémoire, cette méthode a été appliquée au «grid mix» des différentes provinces, mais elle pourrait également être utile pour évaluer l'impact d'autres flux ou d'autres types d'incertitudes.

D'après les résultats de la méthodologie appliquée au «grid mix» canadien, il est possible de conclure que la régionalisation de l'inventaire canadien du cycle de vie est justifiée, puisque l'intervariabilité existant entre les processus régionalisés est distinguable dans un intervalle de confiance de 90%. Cette intervariabilité spatiale quantifiée démontre aussi que la modélisation de la variabilité spatiale du «grid mix» canadien est inadéquate. L'utilisation de la valeur moyenne de la consommation canadienne d'électricité néglige l'intervariabilité de ses provinces en matière de «grid mix» et du coup, son intra-variabilité spatiale est sous-estimée.

La méthodologie développée dans ce mémoire pour interpréter la pertinence de régionaliser un inventaire du cycle de vie due aux «grid mix» apporte un cadre de travail robuste pour interpréter les résultats comparatifs d'une ACV. Elle pourrait être reprise pour évaluer la nécessité de régionaliser l'inventaire par rapport aux autres flux dominants identifiés à l'étape 1 de la méthodologie ou encore d'autres sources d'incertitudes (variabilité temporelle et variabilité entre source et objet).

Il m'apparaît qu'un cadre de travail portant sur l'interprétation de l'incertitude des résultats de l'ACV d'un point de vue statistique ajouterait de la robustesse à la méthodologie de l'ACV. Étant donné le grand nombre de données nécessaires pour modéliser le cycle de vie d'un produit et le grand nombre d'hypothèses posées découlant du manque d'informations, des méthodes probabilistes de conception du système à l'étude peuvent enlever une lourdeur à la modélisation. Par exemple, en ce qui concerne le «grid mix» canadien, ce mélange d'électricité de consommation n'existe pas. Ce qui existe c'est la probabilité d'être dans chacune des provinces et cette probabilité varie pour chaque secteur industriel. Une analyse combinatoire serait à privilégier face à une distribution continue.

Une analyse statistique de la variabilité présente dans les flux de produits reliés au transport et leur intégration dans la modélisation permettrait aux résultats d'ACV de gagner en crédibilité. Comme le «grid mix», le transport est un flux dominant de l'inventaire et représente donc un risque d'erreur non négligeable quant à la représentation des incertitudes qu'il peut comporter. Afin de s'assurer de la fiabilité et de la représentativité des résultats d'ACV, il faut impérativement vérifier la qualité des données et des incertitudes liées aux transports dans l'inventaire du cycle de vie. Le mode de transport pouvant varier d'un processus à l'autre et à travers les étapes du cycle de vie de chaque processus, la mécanique d'application de cette tâche avec les logiciels actuels n'est pas évident.

Un autre point méritant réflexion est l'évaluation de la variation des impacts due à une représentation probabiliste des combinaisons d'inventaires possibles versus l'utilisation d'un arrière-plan unique comme c'est le cas actuellement. L'application d'un outil de travail permettant une analyse combinatoire dans un inventaire du cycle de vie n'étant pas évidente, un effort de modélisation et d'applicabilité est nécessaire avant de pouvoir évaluer les impacts de cette analyse combinatoire. La même méthode de comparaison des moyennes des distributions de probabilités, employée dans ce mémoire, pourrait être utilisée en autant que ses conditions d'applications soient respectées (ex : distribution normale). Autrement, l'outil de comparaison, c'est-à-dire les tests d'hypothèses, doit être adapté aux distributions à évaluer. Les étapes de la méthodologie restent les mêmes, mais les outils statistiques peuvent changer.

10 BIBLIOGRAPHIE

- ALTHAUS, H.-J.E., DOKA, G.D.L.C.A., DONES, R.P., HECK, T.P., HELLWEG, S.E.-I., HISCHIER, R.E., NEMECEK, T.A.F.R., REBITZER, G.E. et SPIELMANN, M.E.-U. (2004). Overview and Methodology. Dübendorf, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 1, 75 p. [en ligne]. Disponible:
- AMIOT, E. (1990). Introduction aux probabilités et à la statistique. Montréal, gaëtan morin, 478 p.
- ASSOCIATION NUCLÉAIRE CANADIENNE (2007). Comprendre le nucléaire - Réacteurs nucléaires en service au Canada et L'énergie nucléaire au Canada, [en ligne]. <http://www.cna.ca/french/facts.asp> (page consultée le 25/08/2008).
- BJÖRKLUND, A.E. (2002). Survey of Approaches to Improve Reliability in LCA. International Journal of Life Cycle Assessment 7(2) p.64-72.
- BRGM SERVICE DES RESSOURCES MINÉRALES (2008). Annuaire Statistique Mondial des Minéraux et Métaux: Cu, 45 p. [en ligne]. Disponible:
- CHEVALIER, J.-L. et LE TÉNO, J.-F. (1996). Life Cycle Analysis with Ill-Defined Data and its Application to Building Products. International Journal of Life Cycle Assessment 1(2) p.90-96.
- CIROTH, A., HAGELÜKEN, M., SONNEMANN, G., CASTELLS, F. et FLEISCHER, G. (2002). Geographical and Technological Differences in Life Cycle Inventories Shown by the Use of Process Models for Waste Incinerators. - Part 2: Technological and Geographical Differences. International Journal of Life Cycle Assessment 7(6) p.363-368.
- COULON, R., CAMOBRECO, V., TEULON, H. et BESNAINOU, J. (1997). Data Quality and Uncertainty in LCI. International Journal of Life Cycle Assessment 2(3) p.178-182.
- CURRAN, M.A. et NOTTEN, P. (2006). Summary of global life cycle inventory data resources, Prepared for: Task Force 1: Database Registry, 31 p. [en ligne]. Disponible:
http://www.epa.gov/NRMRL/lcaccess/pdfs/summary_of_global_lci_data_resources.pdf
- DE BEAUFORT, A.S.H., BRETZ, R., HISCHIER, R., HUIJBREGTS, M.A.J., JEAN, P., TANNER, T.M. et VAN HOOF, G. (2002). Code of Life-Cycle Inventory Practice, Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 136 p.
- FRISCHKNECHT, R. et REBITZER, G. (2005). The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. Journal of Cleaner Production 13(13-14) p.1337-1343.

- HEIJUNGS, R. (1996). Identification of Key Issues for Further Investigation in Improving the Reliability of Life-Cycle Assessments. Journal of Cleaner Production 4(3-4) p.159-166.
- HEIJUNGS, R. et HUIJBREGTS, M.A.J. (2004). A review of approaches to treat uncertainty in LCA. Proceedings of the 2nd biennial meeting of the International Environmental Modelling and Sofware Society (iEMSSs), [en ligne]. Disponible: <http://www.iemss.org/iemss2004/pdf/lca/heijarev.pdf>
- HINES, W.W. et MONTGOMERY, D.C. (1990). Probability and statistics in engineering and management science. Toronto, Wiley, 732 p.
- HUIJBREGTS, M.A.J. (1998). Application of Uncertainty and Variability in LCA- Part I: A General Framework for the Analysis of Uncertainty and Variability in Life Cycle Assessment. International Journal of Life Cycle Assessment 3(5) p.273-280.
- HUIJBREGTS, M.A.J., NORRIS, G.A., BRETZ, R., CIROTH, A., MAURICE, B., BAHR, B.V., WEIDEMA, B.P. et BEAUFORT, A.S.H.D. (2001). Framework for Modelling Data Uncertainty in Life Cycle Inventories. International Journal of Life Cycle Assessment 6(3) p.127-132.
- ISO 14040 (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework, 28 p. [en ligne]. Disponible:
- ISO 14044 (2006). Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines, 54 p. [en ligne]. Disponible:
- JOLLIET, O., SAADÉ, M. et CRETTEAZ, P. (2005). Analyse du cycle de vie - Comprendre et réaliser un écobilan, Presses Polytechniques et universitaires Romandes, 242 p.
- KENNEDY, D.J., MONTGOMERY, D.C. et QUAY, B.H. (1996). Data Quality - Stochastic Environmental Life Cycle Assessment Modeling. International Journal of Life Cycle Assessment 1(4) p.199-207.
- KENNEDY, D.J., MONTGOMERY, D.C., ROLLIER, D., A. et KEATS, J.B. (1997). Data Quality- Assessing Input Data Uncertainty in Life Cycle Assessment Inventory Models. International Journal of Life Cycle Assessment 2(4) p.229-239.
- LLOYD, S.M. et RIES, R. (2007). Characterizing, propagating, and analyzing uncertainty in life-cycle assessment: A survey of quantitative approaches. Journal of Industrial Ecology 11(1) p.161-179.
- MAURICE, B., FRISCHKNECHT, R., COELHO-SCHWIRTZ et HUNGERBÜHLER, K. (2000). Uncertainty analysis in life cycle inventory. Application to the production of electricity with French coal power plants. Journal of Cleaner Production 8 p.95-108.

- MAY, J.R. et BRENNAN, D.J. (2003). Application of Data Quality Assessment Methods to an LCA of Electricity Generation. International Journal of Life Cycle Assessment 8(4) p.215-225.
- MOAN, J.L. et SMITH, Z.A. (2007). Energy Use Worldwide, 336 pages p.
- MONTGOMERY, D.C. (2001). Introduction to statistical quality control, 796 p.
- MONTGOMERY, D.C. (2005). Design and analysis of experiments, John Wiley & Sons, 643 p.
- OFFICE NATIONAL DE L'ÉNERGIE (2006). Rapport annuel 2005, NE1-2005F, 97 p. [en ligne]. Disponible: www.neb-one.gc.ca
- ORGANISATION INTERNATIONALE DE NORMALISATION (2008a). 13.020.60: Cycle de vie des produits, [en ligne].
http://www.iso.org/iso/fr/iso_catalogue/catalogue_ics/catalogue_ics Browse.htm?ICS1=13&ICS2=20&ICS3=60 (page consultée le 08 avril 2008).
- ORGANISATION INTERNATIONALE DE NORMALISATION (2008b). Découvrez l'ISO, [en ligne]. http://www.iso.org/iso/fr/about/discover-iso_the-iso-brand.htm (page consultée le 08 avril 2008).
- PASI, S. (2008). Transport: Unitarisation du transport de marchandises en Europe, 2005. Statistiques en bref. Communautés européennes. 20, 8 p. [en ligne]. Disponible:
- PNUE (2006). À propos de l'Initiative sur le Cycle de Vie, [en ligne].
http://jp1.estis.net/sites/lcinit/default.asp?site=lcinit&page_id=720F572A-520F-42C2-9D6C-E78FF0E8C0A3 (page consultée le 08 avril 2008).
- RESSOURCES NATURELLES CANADA (2003). Portée de la responsabilité des provinces et du gouvernement fédéral en matière d'énergie, [en ligne].
http://nrcan.gc.ca/media/archives/newsreleases/2003/200363a_f.htm (page consultée le 20/02/2008).
- RESSOURCES NATURELLES CANADA (2004). Découvrez le Canada par des cartes nationales et des faits - Énergie électrique, 1987, [en ligne].
http://atlas.nrcan.gc.ca/site/francais/search/search_results?expression=%E9lectrique%E9&image2.x=0&image2.y=0 (page consultée le 25/08/2008).
- SETAC (2005). Who we are, [en ligne].
http://www.setac.org/htdocs/who_intgrp_lca.html (page consultée le 08 avril 2008).
- STATISTIQUE CANADA (2005a). Disponibilité et écoulement d'énergie au Canada. Ottawa, 57-003-XIF, p. [en ligne]. Disponible:
- STATISTIQUE CANADA (2005b). Electric Power Generation Stations. Ottawa, 57-206-XIB, p. [en ligne]. Disponible:

STATISTIQUE CANADA (2005c). Production, transport et distribution d'électricité. Ottawa, 57-202-XIF, p. [en ligne]. Disponible:

STATISTIQUE CANADA (2008a). Produit intérieur brut (PIB) aux prix de base, selon le Système de classification des industries de l'Amérique du Nord (SCIAN) et les provinces, annuel (dollars) - Tableau 379-0025, [en ligne]. <http://estat2.statcan.ca> (page consultée le 05/09/2008).

STATISTIQUE CANADA (2008b). Statistiques de l'énergie électrique, mensuel (megawatt heure), CANSIM, 127-0001, p. [en ligne]. Disponible:

STATISTIQUE CANADA, TRANSPORT CANADA, SECRÉTARIAT AUX TRANSPORTS DES ÉTATS-UNIS, BUREAU OF TRANSPORTATION STATISTICS, SECRÉTARIAT AU COMMERCE DES ÉTATS-UNIS, CENSUS BUREAU DES ÉTATS-UNIS, INSTITUTO MEXICANO DEL TRANSPORTE, INSTITUTO NACIONAL DE ESTADISTICA, GEOGRAFIA E INFORMATICAet SECRETARIA DE COMMUNICACIONES Y TRANSPORTES (2000). Statistique des transports en Amérique du Nord. Washington (DC), BTS00-05 ou 50-501-XIF (Statistique Canada), 394 p. [en ligne]. Disponible:

SUGIYAMA, H., FUKUSHIMA, Y., HIRAO, M., HELLWEG, S.et HUNGERBÜHLER, K. (2005). Using Standard Statistics to Consider Uncertainty in Industry-Based Life Cycle Inventory Databases. International Journal of Life Cycle Assessment 10(6) p.399-405.

TESTER, J.W., DRAKE, E.M., DRISCOLL, M.J., GOLAY, M.W. et PETERS, W.A. (2005). Sustainable Energy - Choosing Among Options, The MIT Press, 846 p.

TOFFOLETTO, L., BULLE, C., GODIN, J., REID, C. et DESCHÈNES, L. (2007). LUCAS - A New LCIA Method Used for a Canadian-Specific Context. International Journal of Life Cycle Assessment 12(2) p.93-102.

WEIDEMA, B.P. et WESNAES, M.S. (1996). Data quality management for life cycle inventories- an example of using data quality indicators. Journal of Cleaner Production 4(3-4) p.167-174.

WORLD SHIPPING REGISTER. Sea distances - Voyage calculator, [en ligne]. <http://www.e-ships.net/dist.htm> (page consultée le 12/12/2008).

11 ANNEXES

Annexe A IMPACT 2002+

Tableau A. 1 : Catégories d'impact et substance de référence utilisées dans IMPACT 2002+

Catégorie d'impact	Substance de référence
Toxicité humaine (cancérogène)	kg chlorure de vinyle éq. dans l'air
Toxicité humaine (non cancérogène)	kg chlorure de vinyle éq. dans l'air
Effets respiratoires	kg PM _{2,5} éq. dans l'air
Destruction de la couche d'ozone	kg CFC-11 éq. dans l'air
Radiations ionisantes	Bq Carbone-14 éq. dans l'air
Formation de photo-oxydants	kg éthylène éq. dans l'air
Écotoxicité aquatique	kg triéthylène glycol éq. dans l'eau
Écotoxicité terrestre	kg triéthylène glycol éq. dans l'eau
Acidification/Eutrophisation terrestre	kg SO ₂ éq. dans l'air
Acidification aquatique	kg SO ₂ éq. dans l'air
Eutrophisation aquatique	kg PO ₄ ³⁻ éq. dans l'eau
Occupation des sols	m ² terre éq.
Changement climatique	kg CO ₂ éq. dans l'air
Extraction de minéraux	MJ d'énergie supplémentaire
Énergie non renouvelable	MJ totaux d'énergie non renouvelable

Tableau A. 2: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Changement climatique» de la méthode IMPACT 2002+

Air	1-Propanol, 3,3,3-trifluoro-2,2-bis(trifluoromethyl)-, HFE-7100
Air	1H,1H,2H,2H-Perfluorohexan-1-ol, HFE-7200
Air	Butane, 1,1,1,3,3-pentafluoro-, HFC-365mfc
Air	Butane, perfluoro-
Air	Butane, perfluorocyclo-, PFC-318
Air	Carbon dioxide
Air	Carbon dioxide, fossil
Air	Carbon monoxide
Air	Carbon monoxide, fossil
Air	Chloroform
Air	Dimethyl ether
Air	Dinitrogen monoxide
Air	Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142b
Air	Ethane, 1-chloro-2,2,2-trifluoro-(difluoromethoxy)-, HCFE-235da2
Air	Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b
Air	Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a
Air	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140
Air	Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HFC-143a
Air	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a
Air	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113
Air	Ethane, 1,1,2-trifluoro-, HFC-143
Air	Ethane, 1,1,2,2-tetrafluoro-, HFC-134
Air	Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114
Air	Ethane, 1,2-difluoro-, HFC-152
Air	Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124
Air	Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123
Air	Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115
Air	Ethane, fluoro-, HFC-161
Air	Ethane, hexafluoro-, HFC-116
Air	Ethane, pentafluoro-, HFC-125
Air	Ethanol, 2,2,2-trifluoro-
Air	Ether, 1,1,1-trifluoromethyl methyl-, HFE-143a
Air	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-347mcf2
Air	Ether, 1,1,2,2-Tetrafluoroethyl methyl-, HFE-254cb2
Air	Ether, 1,1,2,3,3-Hexafluoropropyl methyl-, HFE-356pcf3
Air	Ether, di(difluoromethyl), HFE-134
Air	Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245cb2
Air	Ether, difluoromethyl 2,2,2-trifluoroethyl-, HFE-245fa2
Air	Ether, ethyl 1,1,2,2-tetrafluoroethyl-, HFE-374pc2
Air	Ether, pentafluoromethyl-, HFE-125
Air	H-Galden 1040x

Air	Hexane, perfluoro-
Air	HG-01
Air	HG-10
Air	Methane
Air	Methane, bromo-, Halon 1001
Air	Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211
Air	Methane, bromodifluoro-, Halon 1201
Air	Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301
Air	Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22
Air	Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13
Air	Methane, dibromo-
Air	Methane, dichloro-, HCC-30
Air	Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12
Air	Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21
Air	Methane, difluoro-, HFC-32
Air	Methane, fluoro-, HFC-41
Air	Methane, fossil
Air	Methane, iodotrifluoro-
Air	Methane, monochloro-, R-40
Air	Methane, tetrachloro-, CFC-10
Air	Methane, tetrafluoro-, CFC-14
Air	Methane, trichlorofluoro-, CFC-11
Air	Methane, trifluoro-, HFC-23
Air	Pentane, 2,3-dihydroperfluoro-, HFC-4310mee
Air	Pentane, perfluoro-
Air	Propane, 1,1,1,2,2,3-hexafluoro-, HFC-236cb
Air	Propane, 1,1,1,2,3,3-hexafluoro-, HFC-236ea
Air	Propane, 1,1,1,2,3,3,3-heptafluoro-, HFC-227ea
Air	Propane, 1,1,1,3,3-pentafluoro-, HFC-245fa
Air	Propane, 1,1,1,3,3-hexafluoro-, HCFC-236fa
Air	Propane, 1,1,2,2,3-pentafluoro-, HFC-245ca
Air	Propane, 1,3-dichloro-1,1,2,2,3-pentafluoro-, HCFC-225cb
Air	Propane, 3,3-dichloro-1,1,1,2,2-pentafluoro-, HCFC-225ca
Air	Propane, perfluoro-
Air	Propanol, 1,1,1,3,3,3-hexafluoro-2-
Air	Propanol, pentafluoro-1-
Air	Sevoflurane
Air	Sulfur hexafluoride

Tableau A. 3: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Extraction de minerais» de la méthode IMPACT 2002+

Raw	Aluminium, 24% in bauxite, 11% in crude ore, in ground
Raw	Aluminium, in ground
Raw	Bauxite, in ground
Raw	Chromium compounds
Raw	Chromium ore, in ground
Raw	Chromium, 25.5% in chromite, 11.6% in crude ore, in ground
Raw	Chromium, in ground
Raw	Cinnabar, in ground
Raw	Copper ore, in ground
Raw	Copper, 0.99% in sulfide, Cu 0.36% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground
Raw	Copper, in ground
Raw	Iron ore, in ground
Raw	Iron, 46% in ore, 25% in crude ore, in ground
Raw	Iron, in ground
Raw	Lead ore, in ground
Raw	Lead, in ground
Raw	Manganese ore, in ground
Raw	Manganese, 35.7% in sedimentary deposit, 14.2% in crude ore, in ground
Raw	Manganese, in ground
Raw	Mercury, in ground
Raw	Molybdenum ore, in ground
Raw	Molybdenum, 0.11% in sulfide, Mo 0.41% and Cu 0.36% in crude ore, in ground
Raw	Molybdenum, in ground
Raw	Nickel ore, in ground
Raw	Nickel, 1.13% in sulfides, 0.76% in crude ore, in ground
Raw	Nickel, 1.98% in silicates, 1.04% in crude ore, in ground
Raw	Nickel, in ground
Raw	Pyrolusite, in ground
Raw	Tin ore, in ground
Raw	Tin, 79% in cassiterite, 0.1% in crude ore, in ground
Raw	Tin, in ground
Raw	Tungsten ore, in ground
Raw	Zinc 9%, Lead 5%, in sulfide, in ground
Raw	Zinc ore, in ground
Raw	Zinc, in ground

Tableau A. 4: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Énergie non-renouvelable» de la méthode IMPACT 2002+

Raw	Coal, 18 MJ per kg, in ground
Raw	Coal, 26.4 MJ per kg, in ground
Raw	Coal, 29.3 MJ per kg, in ground
Raw	Coal, brown (lignite)
Raw	Coal, brown, 10 MJ per kg, in ground
Raw	Coal, brown, 8 MJ per kg, in ground
Raw	Coal, brown, in ground
Raw	Coal, feedstock, 26.4 MJ per kg, in ground
Raw	Coal, hard, unspecified, in ground
Raw	Energy, from coal
Raw	Energy, from coal, brown
Raw	Energy, from gas, natural
Raw	Energy, from oil
Raw	Energy, from uranium
Raw	Energy, unspecified
Raw	Gas, natural (0,8 kg/m3)
Raw	Gas, natural, 30.3 MJ per kg, in ground
Raw	Gas, natural, 35 MJ per m3, in ground
Raw	Gas, natural, 36.6 MJ per m3, in ground
Raw	Gas, natural, 46.8 MJ per kg, in ground
Raw	Gas, natural, feedstock, 35 MJ per m3, in ground
Raw	Gas, natural, feedstock, 46.8 MJ per kg, in ground
Raw	Gas, natural, in ground
Raw	Gas, petroleum, 35 MJ per m3, in ground
Raw	Methane
Raw	Oil, crude, 38400 MJ per m3, in ground
Raw	Oil, crude, 41 MJ per kg, in ground
Raw	Oil, crude, 42 MJ per kg, in ground
Raw	Oil, crude, 42.6 MJ per kg, in ground
Raw	Oil, crude, 42.7 MJ per kg, in ground
Raw	Oil, crude, feedstock, 41 MJ per kg, in ground
Raw	Oil, crude, feedstock, 42 MJ per kg, in ground
Raw	Oil, crude, in ground
Raw	Peat, in ground
Raw	Uranium ore, 1.11 GJ per kg, in ground
Raw	Uranium, 2291 GJ per kg, in ground
Raw	Uranium, 451 GJ per kg, in ground
Raw	Uranium, 560 GJ per kg, in ground
Raw	Uranium, in ground

Tableau A. 5: Flux élémentaire contribuant à la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone» de la méthode IMPACT 2002+

Air	Ethane, 1-bromo-1,1-difluoro-
Air	Ethane, 1-bromo-1,1,2,2-tetrafluoro-
Air	Ethane, 1-bromo-2-fluoro-, FC-151b1
Air	Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142b
Air	Ethane, 1,1-dibromo-2,2-difluoro-
Air	Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b
Air	Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140
Air	Ethane, 1,1,1-trifluoro-2-bromo-
Air	Ethane, 1,1,1-trifluoro-2,2-chlorobromo-, Halon 2311
Air	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-2-bromo-, Halon 2401
Air	Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113
Air	Ethane, 1,1,2,2-tetrachloro-1-fluoro-, HCFC-121
Air	Ethane, 1,1,2,2-tetrachloro-1,2-difluoro-, CFC-112
Air	Ethane, 1,2-dibromo-1-fluoro-
Air	Ethane, 1,2-dibromo-1,1-difluoro-
Air	Ethane, 1,2-dibromo-1,1,2-trifluoro-
Air	Ethane, 1,2-dibromotetrafluoro-, Halon 2402
Air	Ethane, 1,2-dichloro-1,1-difluoro-, HCFC-132b
Air	Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114
Air	Ethane, 2-bromo-1,1-difluoro-
Air	Ethane, 2-chloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-133a
Air	Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124
Air	Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123
Air	Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115
Air	Ethane, pentachlorofluoro-, CFC-111
Air	Ethane, tetrabromofluoro-
Air	Ethane, tribromodifluoro-
Air	Ethane, tribromofluoro-
Air	Ethane, trichlorodifluoro-, HCFC-122
Air	Ethane, trichlorofluoro-, HCFC-131
Air	Methane, bromo-, Halon 1001
Air	Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211
Air	Methane, bromodifluoro-, Halon 1201
Air	Methane, bromofluoro-
Air	Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301
Air	Methane, chlorobromo-, Halon 1011
Air	Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22
Air	Methane, chlorofluoro-, HCFC-31
Air	Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13
Air	Methane, dibromofluoro-, HBFC-22B1
Air	Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12
Air	Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21

Air	Methane, monochloro-, R-40
Air	Methane, tetrachloro-, CFC-10
Air	Methane, trichlorofluoro-, CFC-11
Air	Propane, 1-bromo-1,1,2,3,3,3-hexafluoro-
Air	Propane, 1-bromo-2-fluoro-
Air	Propane, 1-bromo-3-fluoro-
Air	Propane, 1,2,2-tribromo-3,3,3-trifluoro-
Air	Propane, 1,2,3-tribromo-3,3-difluoro-
Air	Propane, 1,3-dibromo-1,1-difluoro-
Air	Propane, 1,3-dibromo-1,1,3,3-tetrafluoro-
Air	Propane, 1,3-dichloro-1,1,2,2,3-pentafluoro-, HCFC-225cb
Air	Propane, 2,3-dibromo-1,1,1-trifluoro-
Air	Propane, 3-bromo-1,1,1-trifluoro-
Air	Propane, 3,3-dichloro-1,1,1,2,2-pentafluoro-, HCFC-225ca
Air	Propane, bromodifluoro-
Air	Propane, bromopentafluoro-
Air	Propane, bromotetrafluoro-
Air	Propane, chloroheptafluoro-, CFC-217
Air	Propane, dibromofluoro-
Air	Propane, dibromopentafluoro-
Air	Propane, dichlorodifluoro-, HCFC-252
Air	Propane, dichlorofluoro-, HCFC-261
Air	Propane, dichlorohexafluoro-, CFC-216
Air	Propane, dichlorotetrafluoro-, HCFC-234
Air	Propane, dichlorotrifluoro-, HCFC-243
Air	Propane, heptachlorofluoro-, CFC-211
Air	Propane, hexabromofluoro-
Air	Propane, hexachlorodifluoro-, CFC-212
Air	Propane, hexachlorofluoro-, HCFC-221
Air	Propane, monochlorodifluoro-, HCFC-262
Air	Propane, monochlorofluoro-, HCFC-271
Air	Propane, monochlorohexafluoro-, HCFC-226
Air	Propane, monochloropentafluoro-, HCFC-235
Air	Propane, monochlorotetrafluoro-, HCFC-244
Air	Propane, monochlorotrifluoro-, HCFC-253
Air	Propane, pentabromodifluoro-
Air	Propane, pentabromofluoro-
Air	Propane, pentachlorodifluoro-, HCFC-222
Air	Propane, pentachlorofluoro-, HCFC-231
Air	Propane, pentachlorotrifluoro-, CFC-213
Air	Propane, tetrabromodifluoro-
Air	Propane, tetrabromofluoro-
Air	Propane, tetrabromotrifluoro-
Air	Propane, tetrachlorodifluoro-, HCFC-232
Air	Propane, tetrachlorofluoro-, HCFC-241
Air	Propane, tetrachlorotetrafluoro-, CFC-214

Air	Propane, tetrachlorotrifluoro-, HCFC-223
Air	Propane, tribromofluoro-
Air	Propane, tribromotetrafluoro-
Air	Propane, trichlorodifluoro-, HCFC-242
Air	Propane, trichlorofluoro-, HCFC-251
Air	Propane, trichloropentafluoro-, CFC-215
Air	Propane, trichlorotetrafluoro-, HCFC-224
Air	Propane, trichlorotrifluoro-, HCFC-233

Annexe B Sources d'incertitudes en ACV

Tableau B. 1: Classification des différentes sources d'incertitudes et exemple de leur provenance dans les phases de l'ACV. Basé sur (Huijbregts, 1998) et (Björklund, 2002)

Type d'incertitude	Phase de l'Analyse de Cycle de Vie			
	Objectif et Champ de l'étude	Inventaire	Choix de la catégorie d'impact	Caractérisation
Incertitude sur les paramètres		Mesure des émissions incorrectes		Incertitude sur la durée de vie des substances et leur contribution relative aux impacts
Incertitude du modèle		Modèle linéaire au lieu de non linéaire		Modèle linéaire au lieu de non linéaire
Incertitude due aux choix	Choix de l'unité fonctionnelle et des limites du système	Choix de la méthode d'allocation	Exclure des catégories d'impact connues	Choix de la méthode de caractérisation
Variabilité spatiale		Différence régionale dans l'inventaire des émissions		Différence régionale dans la sensibilité de l'environnement
Variabilité temporelle		Différence annuelle dans l'inventaire des émissions		Choix de l'horizon de temps.
Variabilité entre source et objet		Différence de performance pour des processus équivalents		Différence dans caractéristiques environnementales et humaines
Manque de données		Manque de données d'inventaire		Manque de donnée d'impact
Données non représentatives		Manque de données d'inventaire représentatives		
Épistémologie	Ignorance d'un aspect important du système à l'étude	Ignorance à propos des processus modélisés	Catégorie d'impact inconnue	Facteur de caractérisation inconnu
Estimation de l'incertitude		Estimation de l'incertitude des paramètres d'inventaire		Estimation de l'incertitude des paramètres de caractérisation
Erreurs	N'importe quel			

Annexe C Graphique complet de Pareto

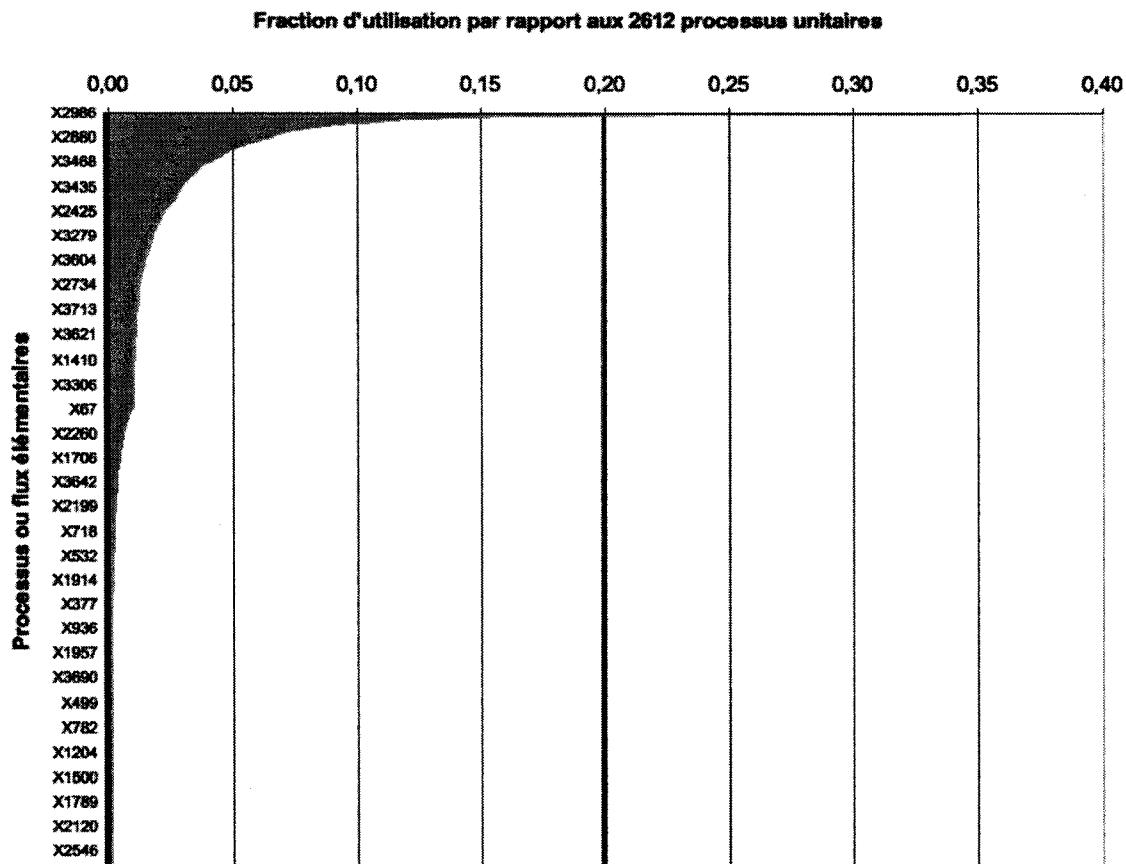


Figure C. 1 : Graphique complet de Pareto de la fréquence d'utilisation des composantes de la base de données ecoinvent 1.3.

Annexe D Variation des «grid mix» selon le type d'énergie importée ou exportée

Les données en gras représentent les types de combustibles prépondérants dans l'assiette énergétique de chaque province (l'oléien est exclu). Le Tableau D.2 et le représentent la différence, en valeur absolue, entre les deux hypothèses d'importation et exportation d'électricité pour deux étapes intermédiaires de l'élaboration du «grid mix» de consommation. Le Tableau D.2 présente les résultats après considération des exportations seulement, alors que le Tableau D.3 présente les résultats après considération des exportations et des échanges interprovinciaux.

Tableau D. 1 : Production d'électricité par provinces et par type de combustibles pour 2005

	Canada	Terre-Neuve et Labrador	Île-du-Prince-Édouard	Nouvelle-Écosse	Nouveau-Brunswick	Québec	Ontario	Manitoba	Saskatchewan	Alberta	Colombie-Britannique
Énergie primaire	52,4%	36,2%	0,0%	8,5%	1,7%	51,3%	71,7%	9,7%	22,1%	3,5%	10,1%
Énergie et biomasse	0,1%	0,0%	0,0%	0,9%	0,0%	0,1%	0,1%	0,1%	0,5%	1,3%	0,0%
Éolienne	0,3%	0,0%	0,0%	89,0%	0,8%	0,0%	0,2%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%
M��otrice	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Hydraulique	26,6%	3,6%	11,0%	90,1%	90,1%	1,1%	28,4%	1,3%	6,7%	0,1%	16,9%
Vapour	21,6%	3,2%	11,2%	88,9%	53,6%	0,9%	22,9%	1,5%	70,5%	76,7%	7,4%
Lignite	2,3%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	1,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Bumineux canadien	1,0%	0,0%	0,0%	6,6%	1,4%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	8,1%	0,0%
Bumineux importé	3,9%	0,0%	0,0%	39,3%	12,4%	0,0%	10,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Sous-bitumineux canadien	6,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	58,1%	0,0%
Sous-bitumineux importé	2,2%	0,0%	0,0%	8,3%	0,0%	0,0%	7,3%	1,1%	0,0%	0,0%	0,0%
Mazout lourd	1,7%	3,2%	6,8%	12,5%	28,9%	0,0%	0,4%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%
Mazout léger	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Coke de pétrole	0,4%	0,0%	0,0%	18,7%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz naturel	2,2%	0,0%	0,0%	0,1%	2,1%	0,0%	2,6%	0,0%	8,0%	9,2%	2,0%
Déchets de bois	0,6%	4,4%	2,1%	0,9%	0,5%	0,4%	0,3%	0,0%	0,9%	1,7%	0,0%
Lessive de pâte épaisse	0,7%	0,0%	0,0%	1,0%	2,5%	0,1%	0,3%	0,0%	1,7%	0,3%	3,7%
Oimulsion	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	5,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Biomasse	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz de distillation	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Rebuts en morceaux	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz de récupération	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Récupération thermique	0,1%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Combustion interne	0,1%	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,1%	0,1%	0,0%	0,0%	0,4%	0,1%
Gaz naturel	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,2%	0,1%
Diesel	0,0%	0,2%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz de récupération	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Récupération thermique	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,1%	0,0%
Turbine à combustion	4,3%	0,6%	-0,4%	1,6%	7,2%	0,1%	5,4%	0,0%	6,2%	18,0%	3,5%
Mazout léger	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Gaz naturel	4,2%	0,5%	0,0%	0,0%	7,2%	0,1%	5,4%	0,0%	6,2%	18,0%	3,5%
Diesel	0,0%	-0,4%	0,0%	1,6%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
Total	14,9	0,0%	0,6%	0,0%	20,1%	2,5%	49,1%	0,0%	10,0%	0,0%	10,0%

Tableau D. 2 : Différence entre les deux hypothèses d'exportation d'électricité par province et par type de combustibles pour 2005

Tableau D.3 : Différences entre les deux hypothèses d'importation et d'exportation par province et par type de combustible pour 2005.

	Canada	Terre-Neuve et Labrador	Île-du-Prince-Édouard	Nouvelle-Écosse	Nouveau-Brunswick	Québec	Ontario	Manitoba	Saskatchewan	Alberta	Colombie-Britannique
Liquides	0.2%	-1.0%	-0.4%	0.0%	-1.5%	-0.1%	-0.2%	-0.1%	-0.4%	-0.3%	-1.8%
Eolienne	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Maremotrice	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Vapeur	0.2%	0.1%	0.1%	0.1%	0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Lignite	0.5%	0.0%	2.2%	0.0%	-0.7%	2.0%	-0.3%	-1.0%	0.0%	0.2%	0.1%
Bitumineux canadien	0.0%	0.0%	1.4%	0.0%	0.0%	0.0%	-0.1%	0.0%	0.9%	-0.1%	-1.2%
Bitumineux importé	0.3%	0.0%	-2.9%	0.1%	1.0%	0.7%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Sous-bitumineux canadien	0.3%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.9%	0.0%	0.0%	-0.1%	0.2%	-0.2%
Sous-bitumineux importé	-0.1%	0.0%	0.0%	-0.1%	0.1%	-0.2%	0.1%	-0.8%	0.0%	0.0%	0.0%
Mazout brûlé	0.1%	0.0%	-6.7%	-0.1%	2.3%	-0.2%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Cake de pétrole	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Gaz naturel	-0.1%	0.0%	2.0%	0.0%	-0.7%	0.2%	-0.3%	0.0%	-0.6%	0.2%	-0.3%
Déchets de bois	0.0%	0.0%	0.9%	0.0%	-0.3%	0.1%	0.0%	-0.2%	0.0%	0.0%	-0.3%
Lessive de pâte épaisse	-0.1%	0.0%	2.4%	0.0%	-0.8%	0.0%	0.0%	0.0%	-0.1%	0.1%	-0.6%
Chimie	0.0%	0.0%	5.0%	0.1%	-1.8%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Biomasse	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Gaz de distillation	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Rebutes en morceaux	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Gaz de récupération	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Récupération thermique	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Combustion interne	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Gaz naturel	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Diesel	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Gaz de récupération	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Récupération thermique	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Turbine à combustion	-0.3%	0.0%	7.0%	0.1%	-2.4%	0.0%	-0.5%	0.0%	-0.5%	0.2%	-0.6%
Mazout kérén	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Gaz naturel	-0.3%	0.0%	7.0%	0.1%	-2.4%	0.0%	-0.5%	0.0%	-0.5%	0.2%	-0.6%
Diesel	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%	0.0%
Total	0.2%	-1.0%	-0.4%	0.0%	-1.5%	-0.1%	-0.2%	-0.1%	-0.4%	-0.3%	-1.8%

Annexe E Analyse de sensibilité des «grid mix»

Le scénario de référence, nommé modélisation dans les figures, est celui utilisé pour la suite de l'étude, c'est-à-dire avec des importations et exportations selon les principaux modes de production d'électricité exceptée pour l'importation des Etats-Unis qui est au prorata de ses sources de production d'électricité. Pour la première étude de sensibilité, le «grid mix» a été refait en considérant les importations et les exportations au prorata des dits «grid mix» (Type d'import/export_province). Pour la seconde étude de sensibilité, le «grid mix» de référence a été repris, mais cette fois-ci en modifiant le «grid mix» provenant des Etats-Unis pour que celui-ci ne comprenne que les principaux modes de production d'électricité (Type d'importation_Etats-Unis).

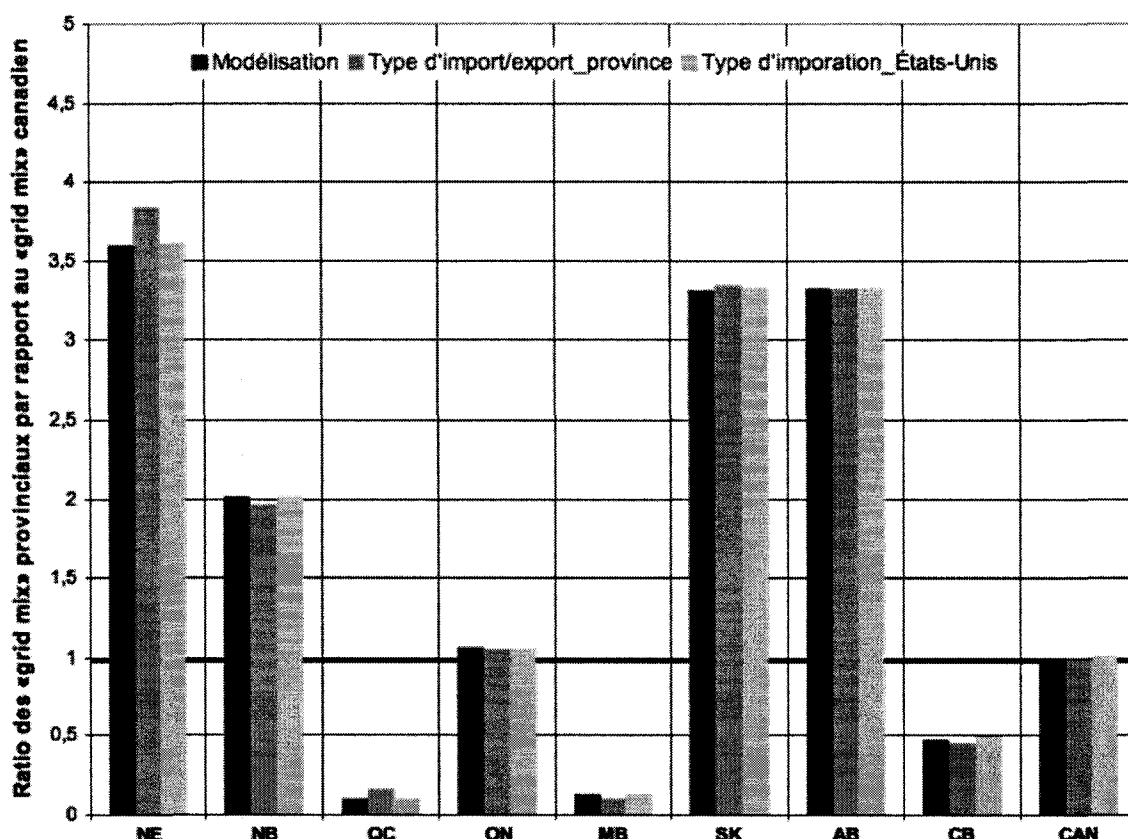


Figure E. 1 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie d'impact «Changement Climatique».

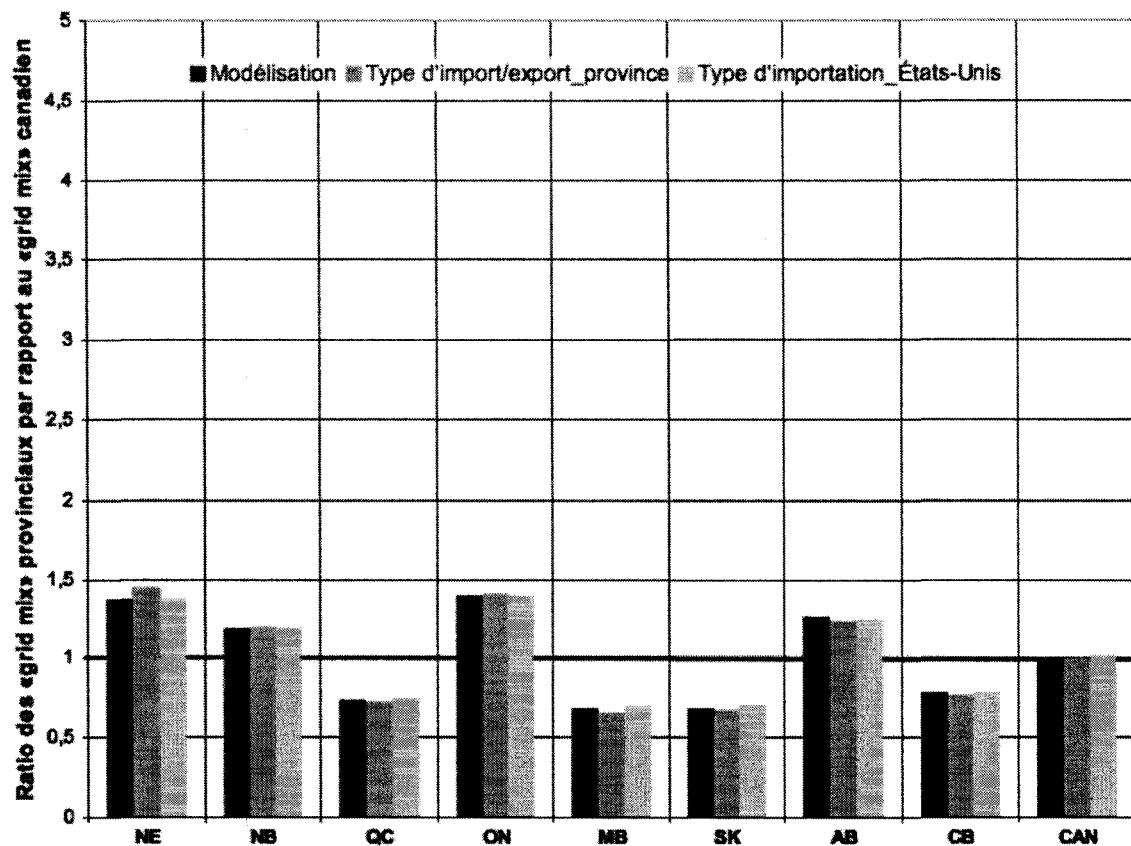


Figure E. 2 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie d'impact «Extraction de Minéraux».

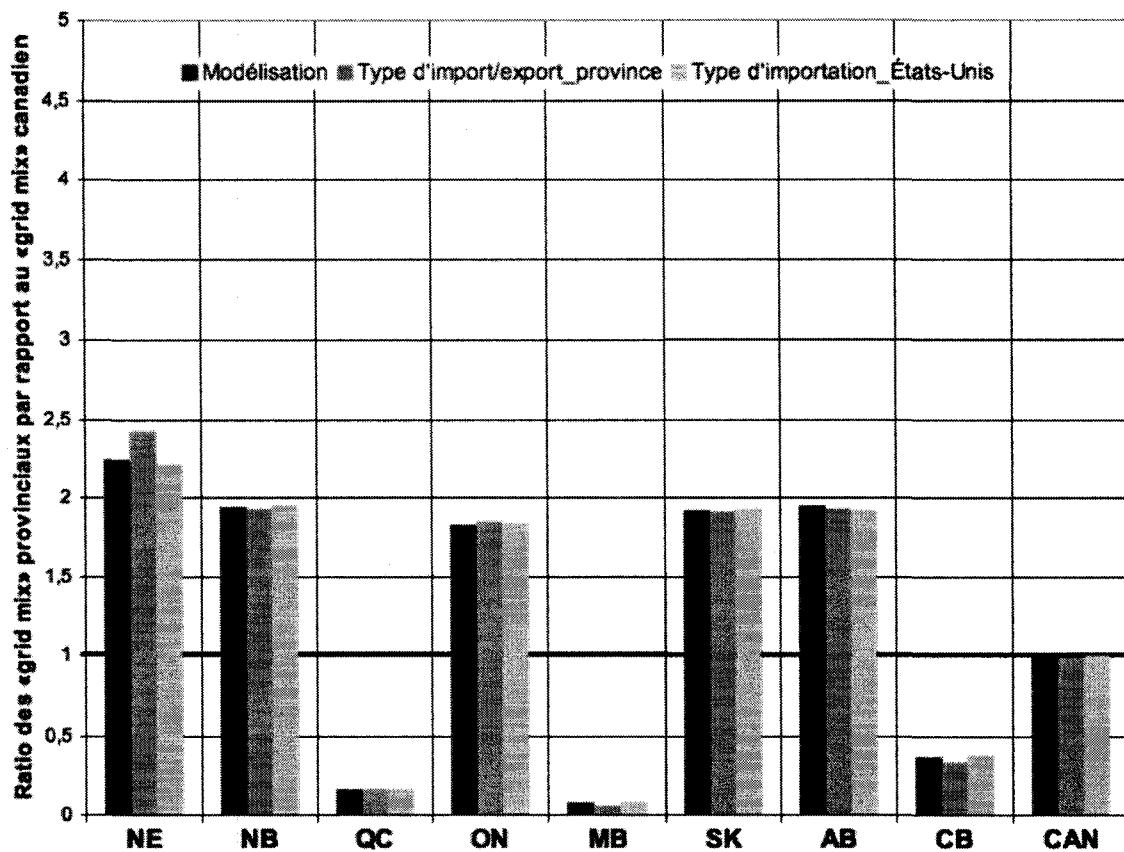


Figure E. 3 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie «Énergie non renouvelable».

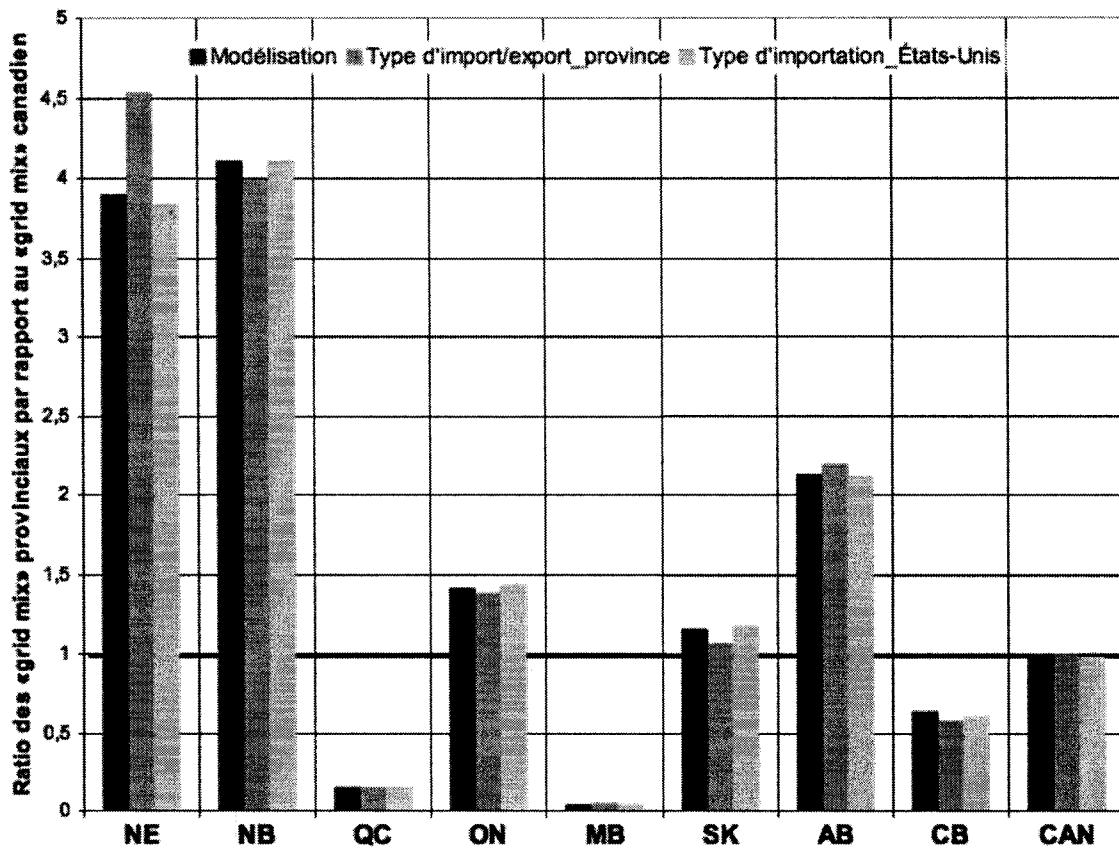


Figure E. 4 : Analyse de sensibilité des «grid mix» pour la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone».

Annexe F Structure des processus de production d'électricité dans ecoinvent

Production d'électricité à partir de charbon

Selon la Figure G. 1, il est possible d'observer que le choix de la centrale au charbon est fortement lié au choix du pays. En effet, l'Arbre des processus de la base de données est en fonction des pays et non pas de l'efficacité des centrales et de la provenance du charbon. Le choix de la centrale au charbon est donc confondu avec les différents pays. Les processus du niveau 1 en ce qui concerne la production d'électricité à partir du charbon seront utilisés dans les tests statistiques, afin de représenter les différentes technologies disponibles dans les centrales aux charbons.

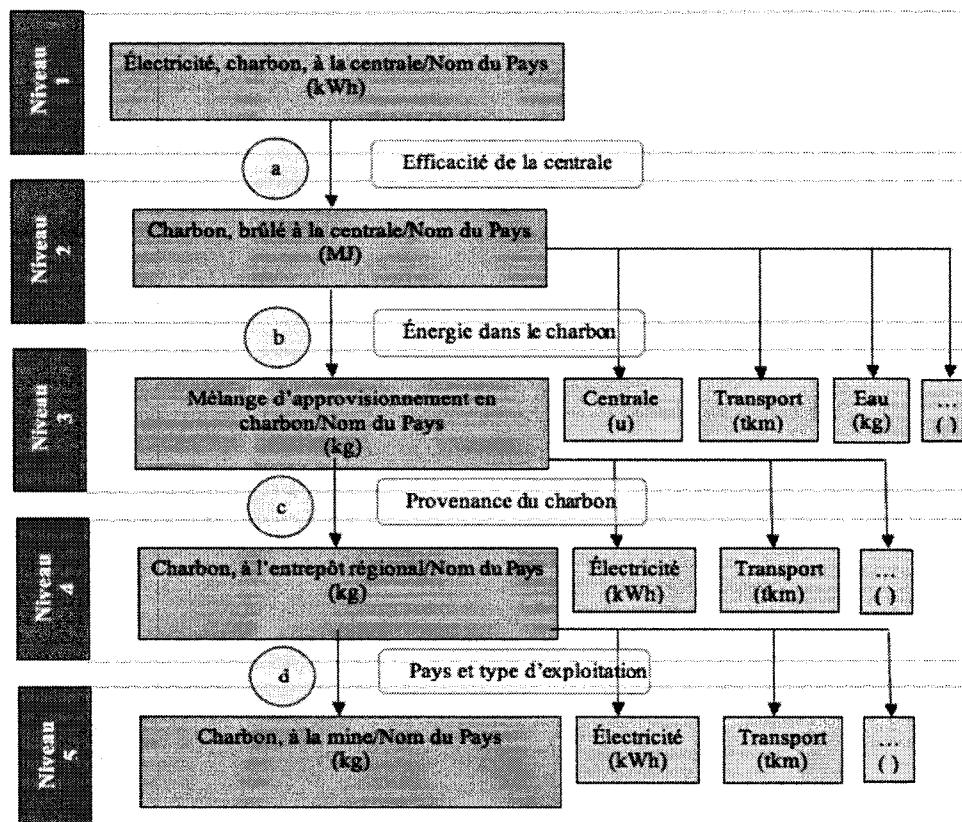


Figure F. 1 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir du charbon selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir de gaz naturel

Comme pour le charbon, il est possible de remarquer que le choix de la centrale au gaz naturel est fortement lié au choix du pays. Encore une fois, pour la suite de l'étude, les processus du niveau 1 seront étudiés.

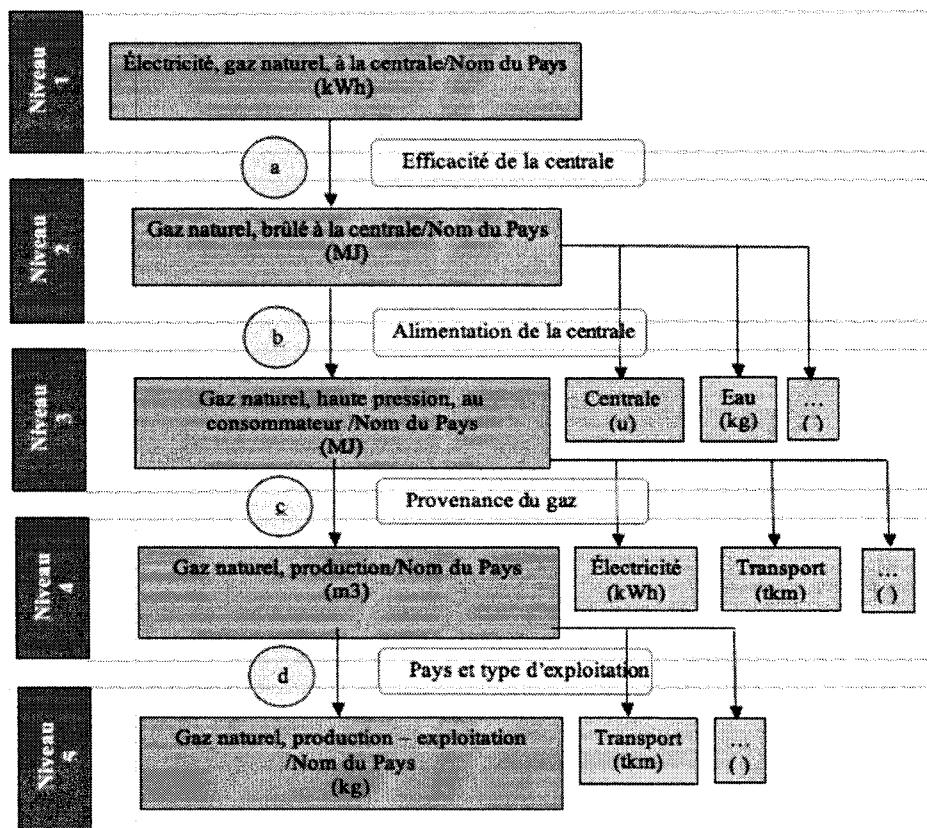


Figure F. 1: Arbre des processus de la production d'électricité à partir du gaz naturel selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir de gaz industriel

D'après la Figure F. 2, la principale différence entre les pays provient de la quantité de chaque gaz qui est utilisé pour produire 1kWh d'électricité au niveau deux. La base de données ne fournit pas de différentes centrales de gaz de fours à coke ni de gaz de hauts fourneaux. Ceci étant dit, les processus du niveau 1 seront conservés pour la vue d'ensemble afin d'avoir une base commune de comparaison, soit le kWh. Ce faisant, on

aura un aperçu de la variation due aux différents ratios de gaz de fours à coke versus gaz de hauts fourneaux.

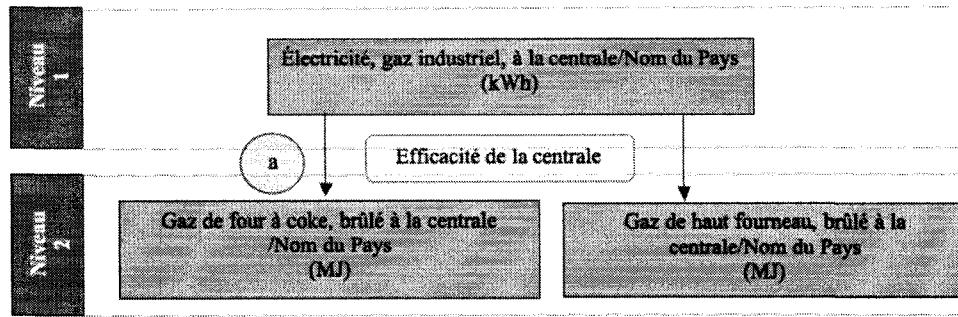


Figure F. 2 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir du gaz industriel selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir de centrale hydroélectrique

La principale différence entre les pays en ce qui a trait à la production d'électricité à partir de centrale hydroélectrique provient de la quantité de chaque type de barrage qui est utilisé pour produire 1kWh d'électricité. La base de données ne fournit que quelques barrages pour chaque type de technologies. Pour la suite de l'étude, les données du niveau 2 seront employées.

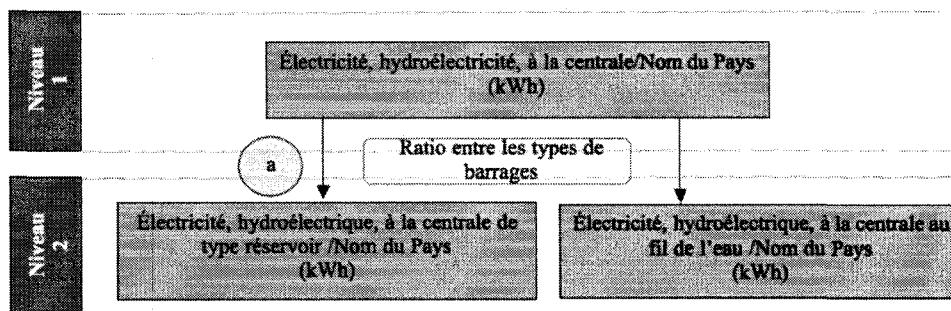


Figure F. 3: Arbre des processus de la production d'électricité à partir de l'hydroélectricité selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir de station de pompage (hydroélectricité)

La différence provient essentiellement du type d'électricité qui alimente la centrale. Il sera donc facile ici de créer une boucle vers l'électricité de la province à l'étude. Pour

avoir un aperçu de l'ordre de grandeur des variations existantes d'un pays à l'autre en ce qui concerne les stations de pompage, les données du niveau 1 seront utilisées.

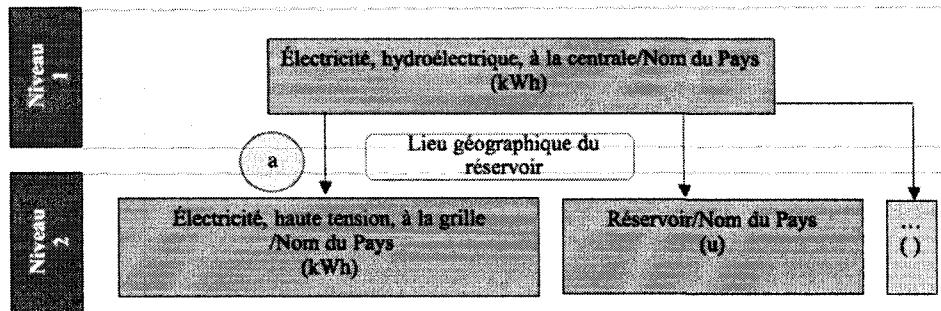


Figure F. 4: Arbre des processus de la production d'électricité à partir de station de pompage (hydroélectricité) selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir de lignite

Comme pour le charbon, les différences technologiques de production d'électricité à partir du lignite sont liées aux différents pays. De ce fait, les données du niveau 1 seront conservées pour la suite de l'étude.

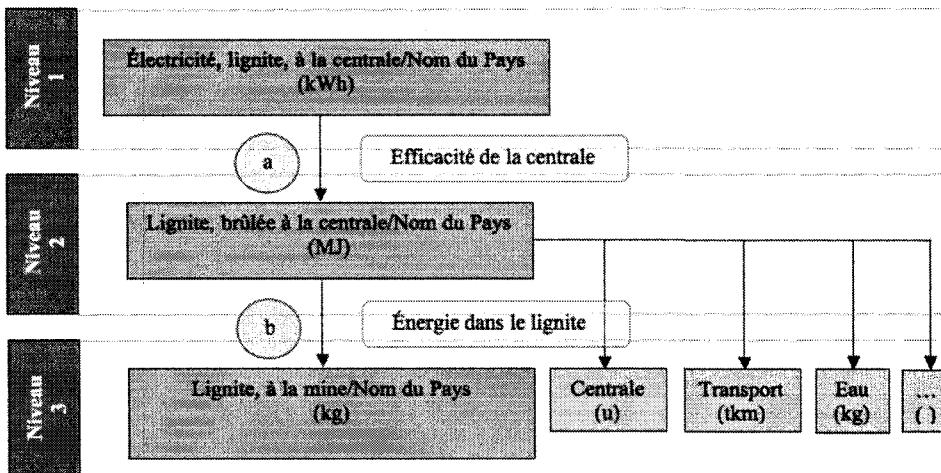


Figure F. 5: Arbre des processus de la production d'électricité à partir de lignite selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir de centrale nucléaire

La principale différence entre les pays provient de la quantité de chaque type de réacteur nucléaire qui est utilisé pour produire 1kWh d'électricité. La base de données ne fournit que quelques réacteurs pour chaque type de technologies. Les données du niveau 2 seront employées pour la suite de l'étude.

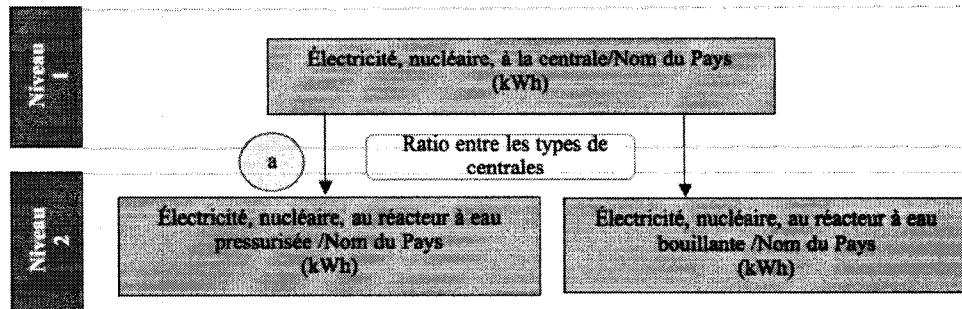


Figure F. 6 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir de centrale nucléaire selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir du pétrole

Encore une fois, comme pour le charbon, les différences technologiques de production d'électricité à partir du mazout sont liées aux différents pays. De ce fait, les données du niveau 1 seront employées.

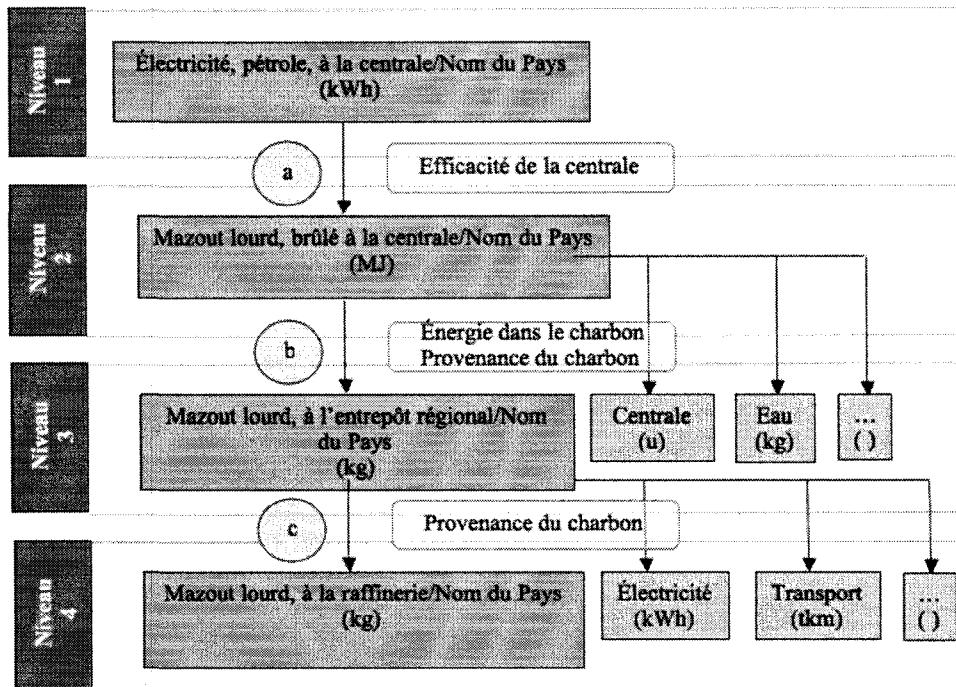


Figure F. 7 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir de pétrole selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir d'éolienne

La principale différence entre les pays provient de la quantité de chaque type de turbine qui est utilisée pour produire 1kWh d'électricité. Pour la suite de l'étude, les données du niveau 2 seront employées.

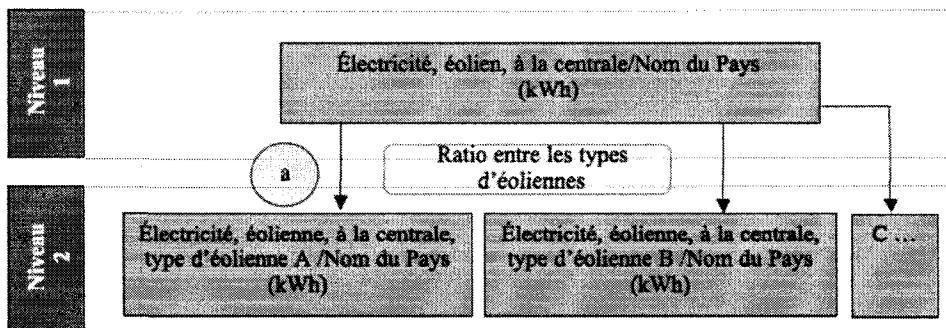


Figure F. 8 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir d'éolienne selon ecoinvent.

Production d'électricité à partir de centrale de cogénération

Seulement les processus de cogénération avec l'allocation de type «éxergie» ont été retenus, puisque c'est celle employée dans la modélisation des «grid mix» des pays européens. Il y a trois types de cogénération d'inventorier dans la base de données : la cogénération avec du gaz naturel, la cogénération avec du diesel et la cogénération avec des produits du bois. Les données sont déjà divisées en différentes technologies, c'est-à-dire par les différentes puissances des unités de cogénération disponibles. De ce fait, les données du niveau 1 seront utilisées dans la suite de l'étude.

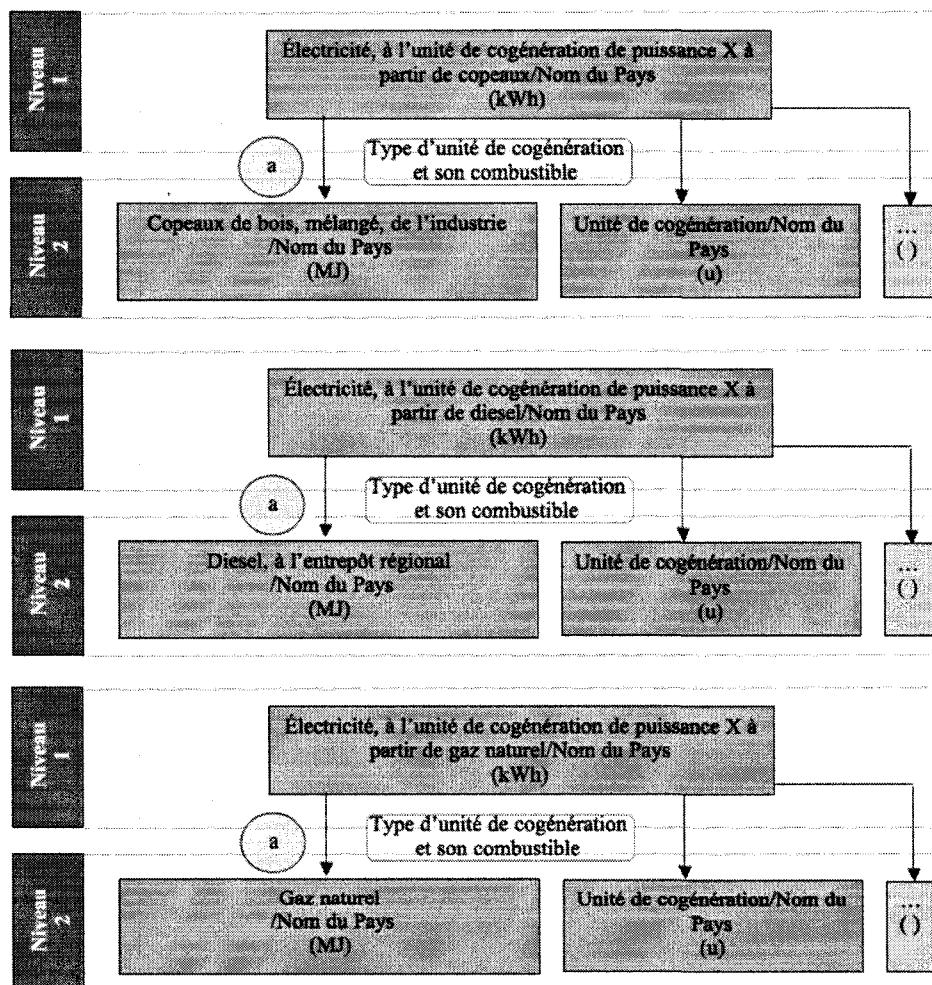


Figure F. 9 : Arbre des processus de la production d'électricité à partir de cogénération selon ecoinvent.

Annexe G Portrait énergétique des provinces de 1997 à 2007

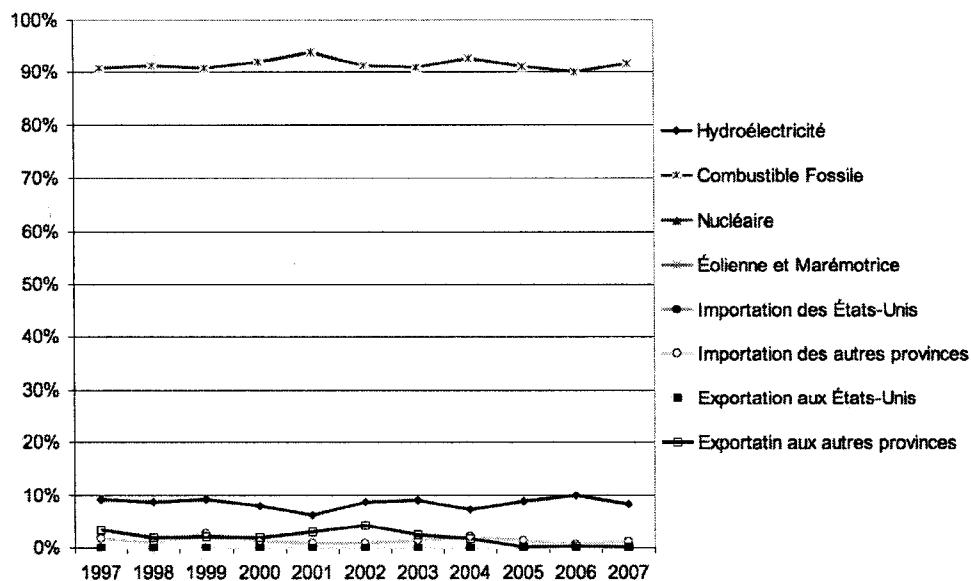


Figure G. 1 : Variation temporelle du «grid mix» de la Nouvelle-Écosse de 1997 à 2007.

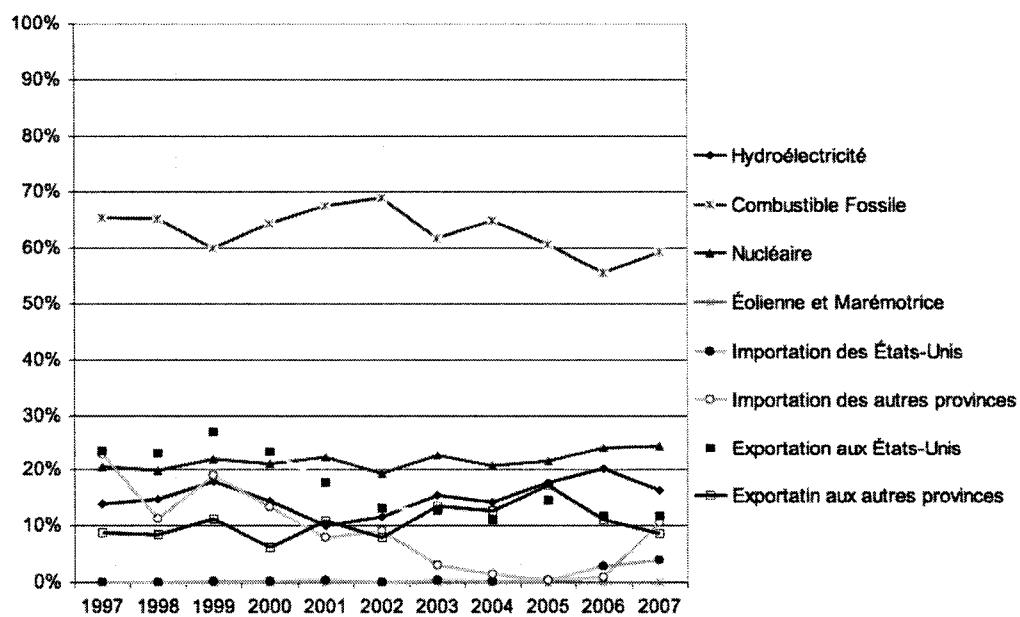


Figure G. 2 : Variation temporelle du «grid mix» du Nouveau-Brunswick de 1997 à 2007.

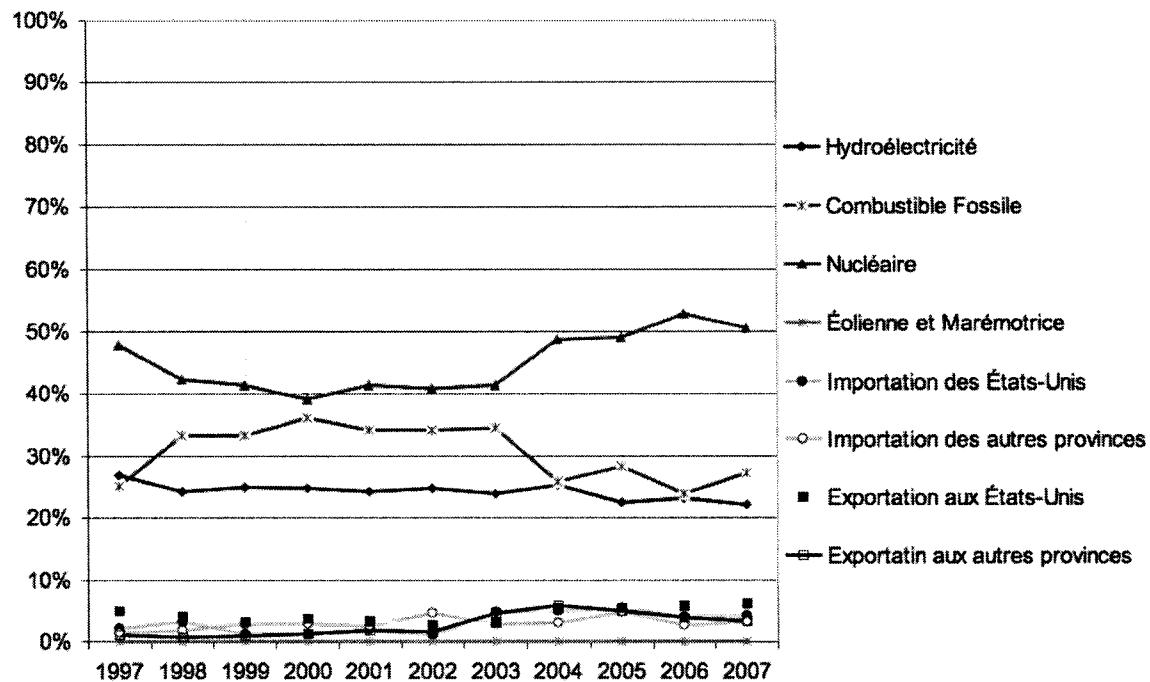


Figure G. 3 : Variation temporelle du «grid mix» de l'Ontario de 1997 à 2007.

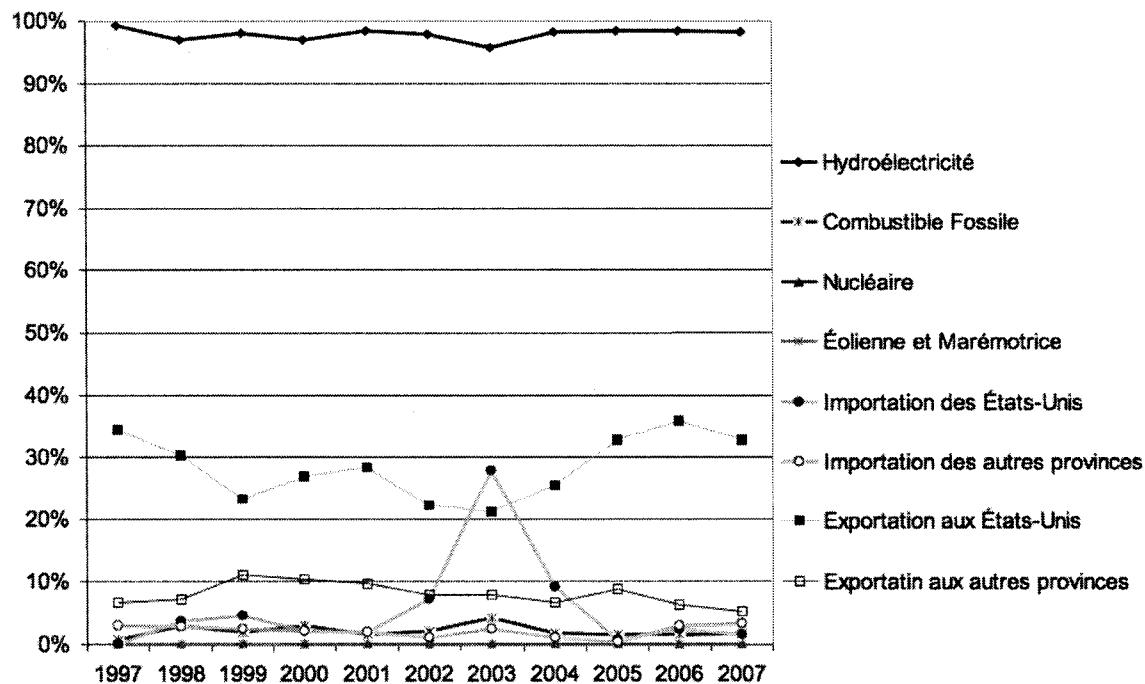


Figure G. 4 : Variation temporelle du «grid mix» du Manitoba de 1997 à 2007.

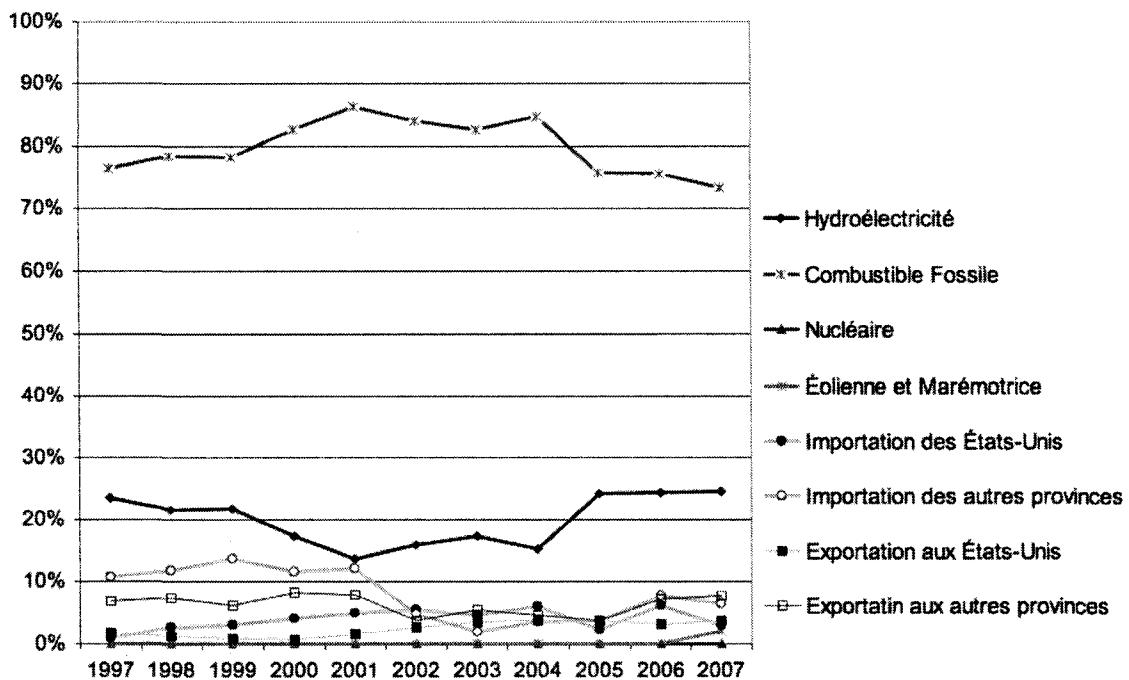


Figure G. 5 : Variation temporelle du «grid mix» de la Saskatchewan de 1997 à 2007.

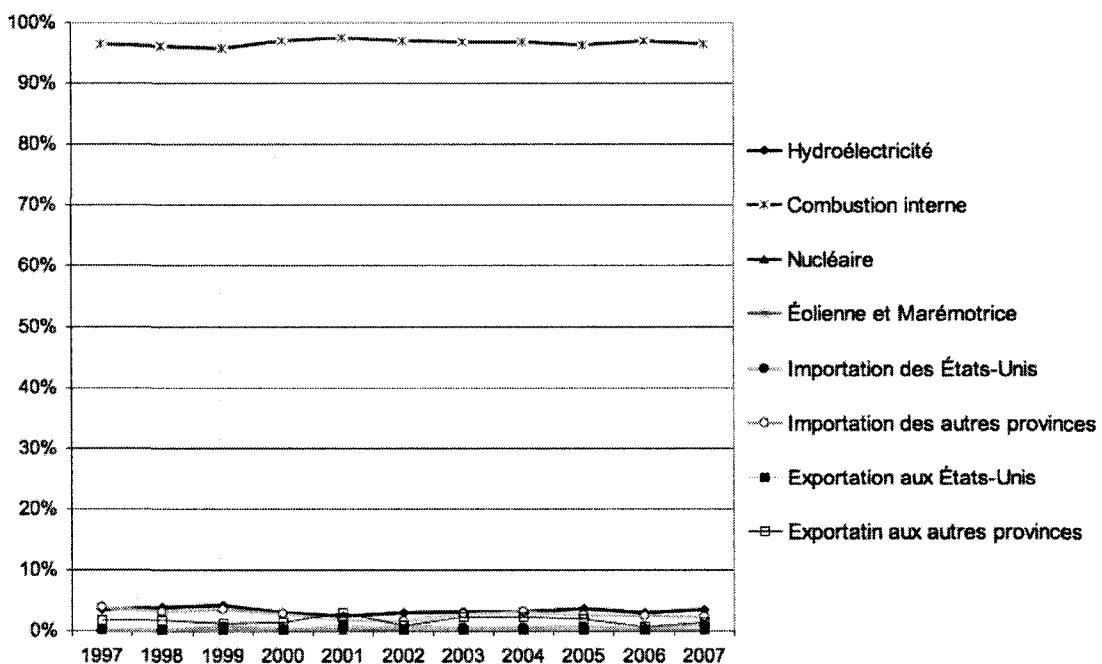


Figure G. 6 : Variation temporelle du «grid mix» de l'Alberta de 1997 à 2007.

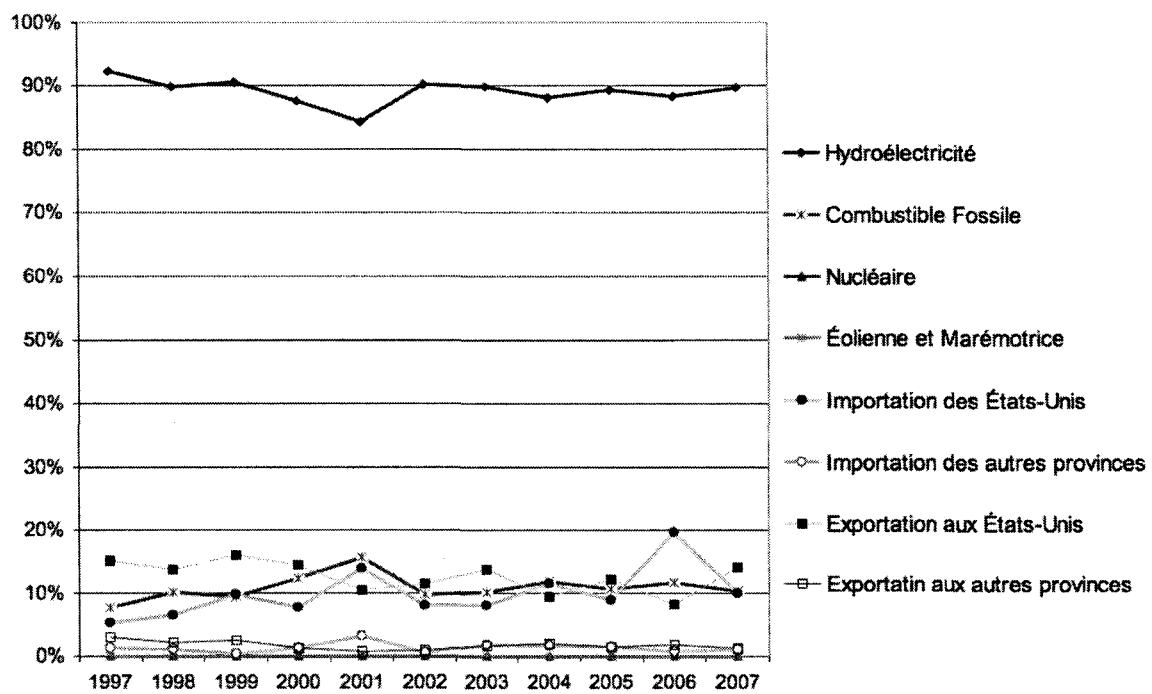


Figure G. 7 : Variation temporelle du «grid mix» de la Colombie-Britannique de 1997 à 2007.

Annexe H Fréquence de variation des processus ayant de l'électricité provenant du «grid» en avant et arrière-plan

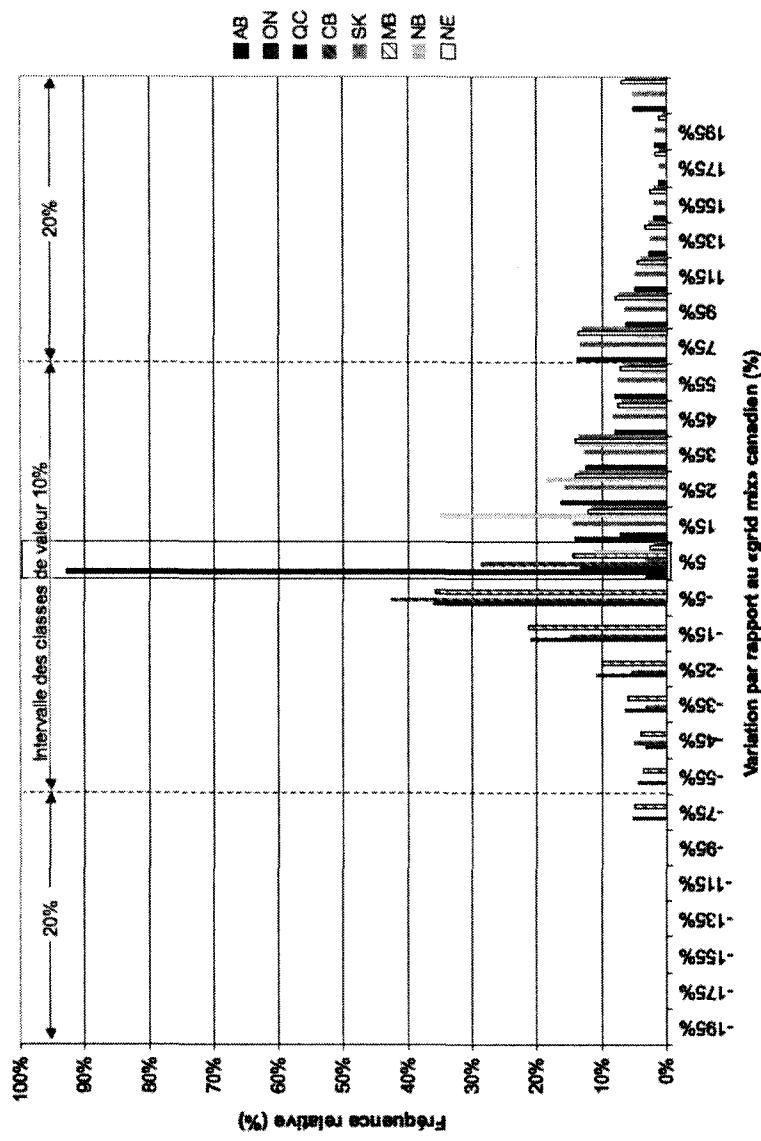


Figure H. 1: Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Changement Climatique».

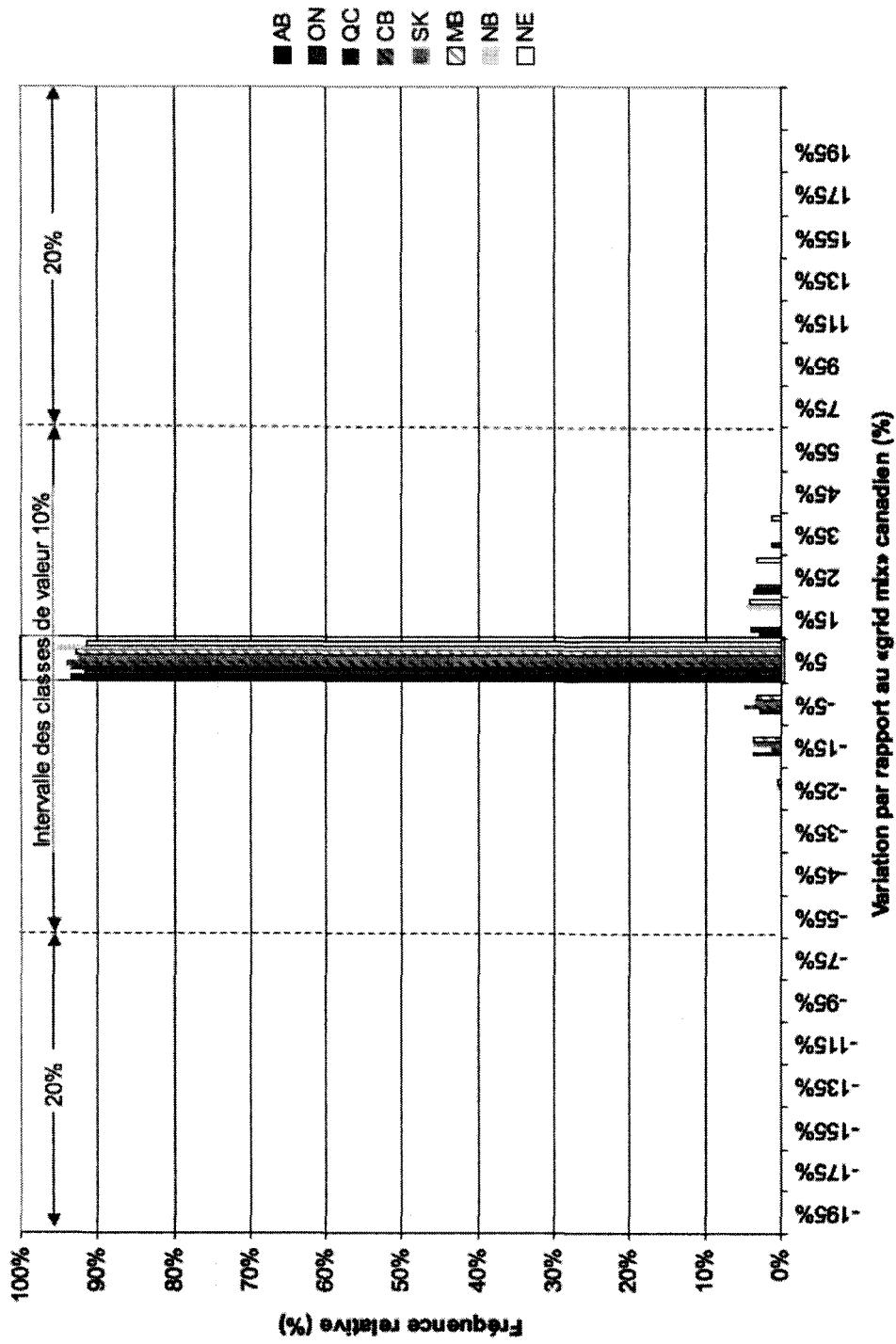


Figure H.2 : Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Extraction de minerais».

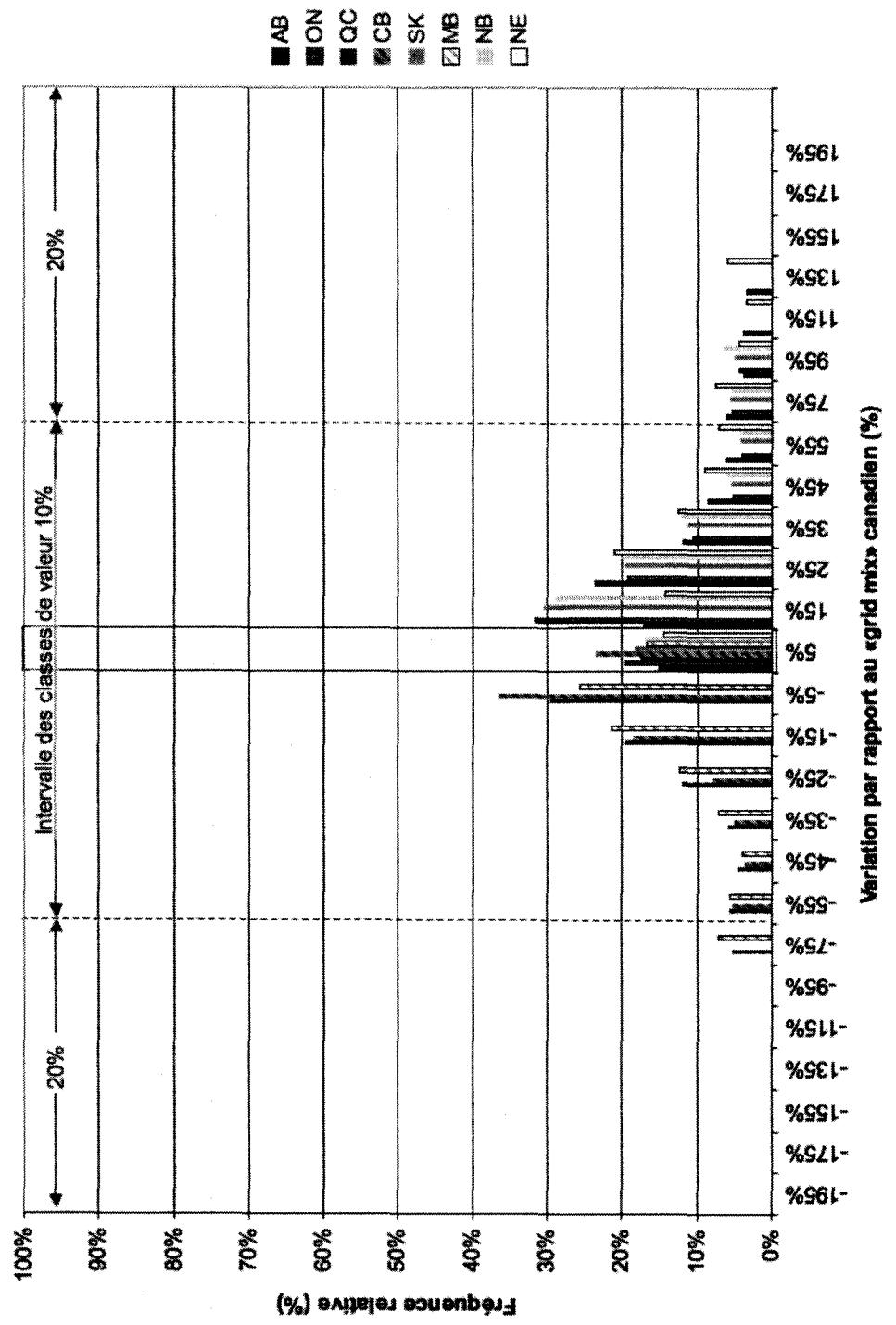


Figure H.3: Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Énergie non renouvelable».

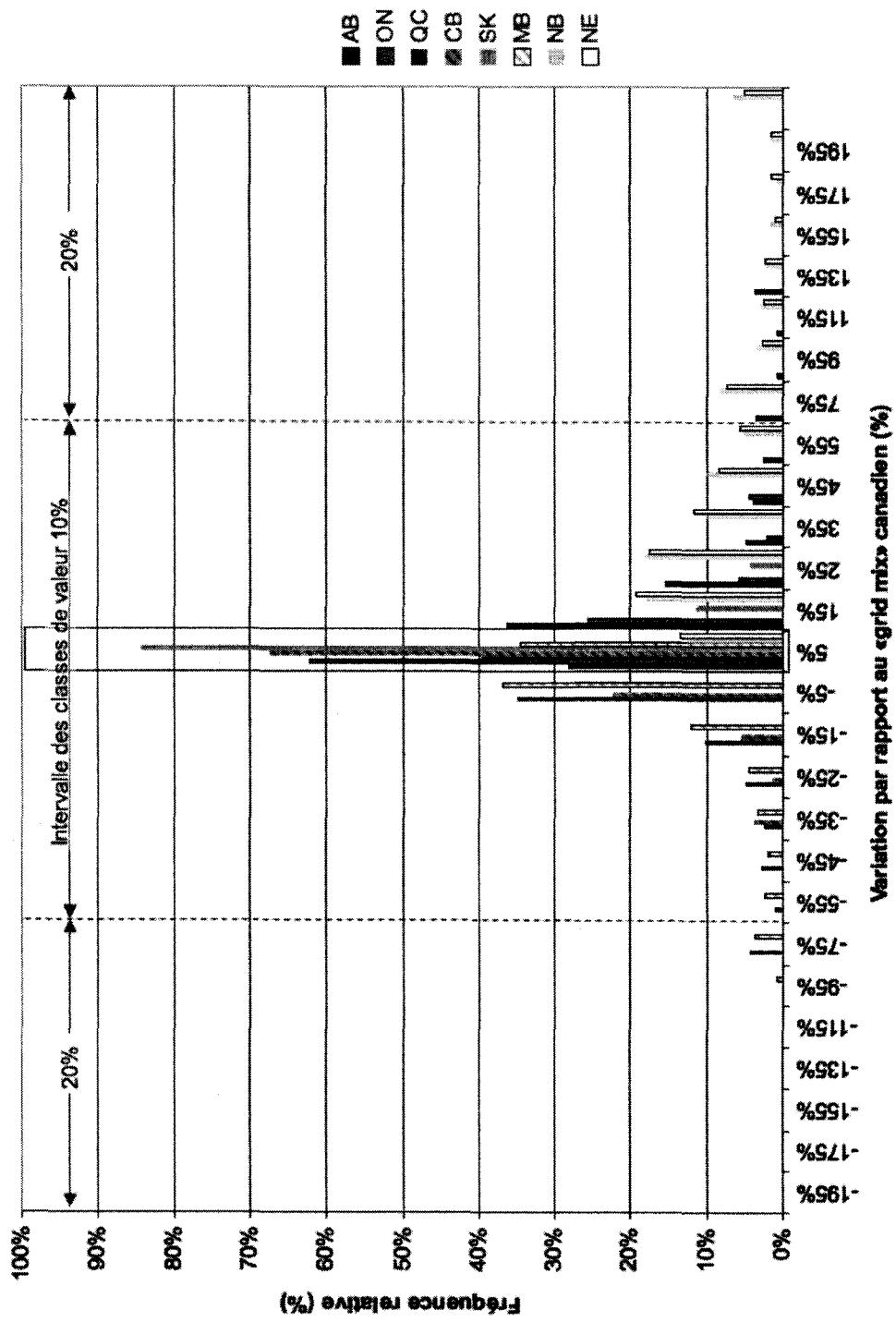


Figure H.4: Fréquences du pourcentage de variation des processus pour la catégorie d'impact «Destruction de la couche d'ozone