

Étude d'un modèle simplifié pour l'analyse de cycle de vie des bâtiments

Sébastien Lasvaux

▶ **To cite this version:**

Sébastien Lasvaux. Étude d'un modèle simplifié pour l'analyse de cycle de vie des bâtiments. Génie des procédés. École Nationale Supérieure des Mines de Paris, 2010. Français. NNT : 2010ENMP0077 . pastel-00712043

HAL Id: pastel-00712043
https://pastel.hal.science/pastel-00712043

Submitted on 26 Jun 2012

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY

MINES ParisTech

Ecole doctorale n° 432 : Sciences et métiers de l'ingénieur

Doctorat ParisTech

T H È S E

pour obtenir le grade de docteur délivré par

L'École Nationale Supérieure des Mines de Paris

Spécialité "Énergétique "

présentée et soutenue publiquement par

Sébastien LASVAUX

le 14 décembre 2010

ÉTUDE D'UN MODÈLE SIMPLIFIÉ POUR L'ANALYSE DE CYCLE DE VIE DES BÂTIMENTS

Directeur de thèse : **Bruno PEUPORTIER**
Co-encadrement de la thèse : **Jacques CHEVALIER**

Jury

M. Niklaus KOHLER, Professeur, Unité de recherche, Université de Karlsruhe	Rapporteur
M. Patrick ROUSSEAUX, Professeur, IRIAF, Université de Poitiers	Rapporteur
Mme. Agnès JULLIEN, Directrice de recherche, Département Infrastructures et Mobilité, LCPC	Examinatrice
M. Bruno PEUPORTIER, Maître de recherche, CEP, MINES ParisTech	Directeur de thèse
M. Jacques CHEVALIER, Docteur-ingénieur, Division Environnement, CSTB	Maître de thèse
Mme. Adélaïde FERAILLE, Chercheur, Unité de recherche Navier, ENPC	Examinatrice

MINES ParisTech
Centre Energétique et Procédés
60 Boulevard Saint-Michel - 75272 Paris Cedex 06

T H E S E

REMERCIEMENTS

Je tiens à adresser un profond remerciement à mon directeur de thèse, Bruno Peuportier du Centre Energétique et Procédés (CEP Mines Paris Tech), de m'avoir proposé ce sujet de thèse et de l'avoir suivi tout en apportant ses conseils avisés, même dans les moments les plus délicats.

Merci à Jacques Chevalier du Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB Grenoble) de m'avoir guidé sur le chemin de l'analyse de cycle de vie des bâtiments.

Je tiens à remercier Julien Hans et Jean-Luc Chevalier de m'avoir accueilli au sein de la division Environnement du CSTB de Grenoble et d'avoir ainsi assuré le soutien matériel et financier qu'a pu demandé ce travail. La partie administrative a été brillamment assurée par Nathalie (CSTB) et Anne-Marie Pougin et Marie-Astrid Kramès (CEP).

J'adresse mes remerciements aux membres du jury de thèse de l'attention qu'ils ont portée à mon travail : les rapporteurs Niklaus Kohler et Patrick Rousseaux ainsi que les examinatrices Agnès Jullien et Adélaïde Feraille.

--

J'adresse ensuite ma profonde gratitude à Philippe Garat, du Laboratoire de Statistiques et d'Analyse de Données de l'Université de Grenoble. Merci de l'intérêt que tu as témoigné pour ce travail et de ta disponibilité. Un grand merci pour ton aide dans l'utilisation des méthodes statistiques ! Cette aide a été précieuse !

Merci également à l'ensemble des membres du projet COIMBA et notamment le Bureau d'Etudes SIDLER pour la collecte de données réalisée sur les trois bâtiments pilotes.

Je tiens à remercier chaleureusement les différents stagiaires du CEP ou du CSTB qui se sont succédés au cours de ces trois années et qui ont aussi contribué à l'avancement du travail : Mickaël Haustant, Michel Jayanchadran, Thibaut Marcoux et Adrien Martin.

Mes remerciements vont ensuite aux ingénieurs de l'équipe Environnement du CSTB pour les échanges fructueux que nous avons eu ensemble. Merci à Océane Alirol et Pierre Ravel, Alexandra Lebert, Jessia Fedollière. Merci enfin aux doctorants du CSTB et à l'ensemble du personnel de l'établissement de Grenoble d'avoir rendu ses trois années aussi enrichissantes qu'épanouissantes en dehors du travail.

Merci à Manuel Bazzana, mon co-bureau avec qui j'ai partagé les joies et les galères de la thèse !

--

Je remercie également les nombreux relecteurs de ce travail, qu'ils soient à Mayotte, en Suisse ou en métropole… un grand merci tout particulier à Sim et Jojo !

Merci à l’ensemble de mes amis et de ma famille qui ont, par leur disponibilité constante, contribué à me motiver dans des moments de doutes abyssaux. J’adresse une dédicace à la Bernard Team de Toulouse, ils se reconnaîtront ! Enfin, un clin d’œil tout particulier au Trinome Yoyo le chercheur fou plasmonique, bon vent pour ta fin de thèse !!

Et les colocataires, aussi doctorants, ca aide : merci à Kiran et à Guillaume, que de bons moments de cuisine épicée, de montagne, de bières (du monde) et de soirées !

Enfin, une attention toute particulière à Raphaëlle. Merci de m’avoir tout simplement écouté et supporté dans toutes les étapes de cette thèse, où j’ai été partagé entre Grenoble, Paris et Fribourg !

SOMMAIRE

REMERCIEMENTS ..... **iii**

SOMMAIRE ..... **v**

GLOSSAIRE ..... **xi**

LISTE DES TABLEAUX ..... **xvi**

LISTE DES FIGURES ..... **xix**

LISTE DES ÉQUATIONS ..... **xxiii**

LISTE DES ANNEXES ..... **xxv**

LISTE DES ABRÉVIATIONS ..... **xxviii**

INTRODUCTION GÉNÉRALE **1**

1. ÉTAT DES CONNAISSANCES **7**

1.1. Les impacts environnementaux du secteur de la construction 9
1.2. Méthodes pour l'évaluation environnementale des constructions 13
1.3. Principes de la méthode d'analyse de cycle de vie (ACV) 14
1.3.1. Cadre méthodologique 14
1.3.2. Méthodes de détermination des inventaires de cycle de vie 16
1.3.2.1. Méthode par diagramme de procédé 17
1.3.2.2. Méthode matricielle 19
1.3.3. Evaluation des impacts à partir des inventaires de cycle de vie 22
1.4. État des connaissances en analyse de cycle de vie (ACV) de bâtiments 23
1.4.1. Caractéristiques des outils existants pour l'ACV des bâtiments 23
1.4.2. Projets de recherche et de normalisation sur l'ACV des bâtiments 26
1.4.3. Synthèse 27
1.5. Bases de données utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments 28
1.5.1. Bases de données ACV génériques multisectorielles 28
1.5.2. Bases de données ACV génériques pour le secteur de la construction 32
1.5.3. Bases de données ACV spécifiques aux déclarations environnementales 33
1.5.4. Synthèse 38
1.6. Travaux relatifs à la simplification du modèle ACV 39
1.7. Synthèse des travaux existants 40

2. DÉMARCHE DE RECHERCHE **41**

2.1. Proposition d'une démarche générale d'analyse et de simplification du modèle ACV pour les bâtiments 43
2.2. Application au contexte français de l'ACV des bâtiments 44
2.3. Organisation du mémoire 47

3. DÉVELOPPEMENT D'UNE BASE DE DONNÉES DE FLUX D'INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE **49**

3.1. Objectif du chapitre 51
3.2. Collecte de données ACV sur les matériaux, produits et procédés 52

3.3. Choix d'un modèle d'évaluation pour la base de données 53
3.3.1. Frontières du système « bâtiment » 53
3.3.2. Allocation des impacts liés au recyclage des matériaux 55
3.3.2.1. Terminologie des termes « déchet, sous-produit et co-produit » 55
3.3.2.2. Approches existantes 55
3.3.2.3. Allocation des impacts des matières récupérées et des déchets valorisés 56
3.3.2.4. Allocation des impacts du procédé de recyclage à l'échelle du système « bâtiment » 59
3.3.2.5. Allocation par impacts évités (méthode alternative) 61
3.3.3. Précisions des frontières du système pour les phases de production et de fin de vie 62
3.3.4. Règles de coupures 64
3.4. Choix d'une nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie 65
3.4.1. Choix des catégories de flux 65
3.4.1.1. Catégorie de flux de consommation de ressources énergétiques 66
3.4.1.2. Catégorie de flux de consommation de ressources non énergétiques 67
3.4.1.3. Catégorie de flux de consommation d'eau 67
3.4.1.4. Catégorie de flux de consommation d'énergie et de matières récupérées 68
3.4.1.5. Catégorie de flux d'émissions dans l'air 68
3.4.1.6. Catégorie de flux d'émissions dans l'eau et le sol 68
3.4.1.7. Catégorie de flux de déchets valorisés 68
3.4.1.8. Catégorie de flux de déchets éliminés 69
3.4.1.9. Catégorie de flux additionnels 69
3.4.2. Classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent 70
3.4.2.1. Agrégation des sous-catégories de flux élémentaires 71
3.4.2.2. Suppression d'une partie des flux élémentaires 72
3.4.2.3. Classification des flux élémentaires dans les catégories de consommation de ressources 73
3.4.2.4. Classification des flux élémentaires dans les catégories d'émissions et de déchets 75
3.5. Structure de la base de données développée 77
3.5.1. Partitions de la base de données 77
3.5.2. Classification des données ACV par typologies de matériaux et de procédés 78
3.5.3. Prise en compte de métadonnées aux côtés des inventaires de cycle de vie 80
3.5.4. Paramétrage des résultats de l'ACV pour les données Ecoinvent et FDES 80
3.6. Résultats 81
3.6.1. Classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent 81
3.6.2. Validité des inventaires de cycle de vie numérisés dans la base de données 82
3.6.3. Valeurs moyennes de flux d'inventaire de cycle de vie par typologie de matériaux pour la phase de production 83
3.6.4. Différences méthodologiques entre les données Ecoinvent et FDES 88
3.6.4.1. Flux de référence de l'unité fonctionnelle 88
3.6.4.2. Allocation des impacts liés au recyclage des matériaux 88
3.6.4.3. Prise en compte des infrastructures de production 88
3.7. Limites actuelles de la base de données développée 90
3.7.1. Mises à jour des inventaires de cycle de vie collectés 90
3.7.2. Évaluation de la qualité des données 90
3.7.3. Nomenclature des flux environnementaux 91
3.7.3.1. Classification des flux des inventaires Ecoinvent 91
3.7.3.2. Nomenclature pour les flux d'émissions dans l'air, l'eau et le sol 91
3.7.3.3. Propositions d'amélioration de la nomenclature de flux d'émissions 92
3.8. Synthèse du chapitre 94

4. INTÉGRATION DE MÉTHODES D'ÉVALUATION DES IMPACTS 97

4.1. Objectif du chapitre 99
4.2. Principes de la caractérisation des flux d'inventaire de cycle de vie 99
4.3. Méthodes d'évaluation des impacts relatives aux ressources 101
4.3.1. Approches existantes 101
4.3.2. Méthode d'évaluation de l'impact de la consommation d'énergie 102
4.3.2.1. Principes généraux pour l'évaluation de la consommation d'énergie 102

4.3.2.2. Demande cumulative en énergie 102
4.3.2.3. Energie primaire totale 103
4.3.2.4. Analyse comparative de ces méthodes 104
4.3.3. Méthodes d'évaluation de l'impact de la consommation de ressources 104
4.3.3.1. Consommation de ressources (TMR) 105
4.3.3.2. Consommation de ressources (EDIP) 105
4.3.3.3. Consommation de ressources non énergétiques non renouvelables 105
4.3.3.4. Consommation de matières récupérées 105
4.3.3.5. Consommation d'eau 106
4.3.4. Méthode d'évaluation de l'impact d'épuisement des ressources 106
4.3.4.1. Potentiel d'épuisement des ressources abiotiques 106
4.3.4.2. Potentiel d'épuisement des ressources abiotiques (non énergétiques) 109
4.3.4.3. Potentiel d'épuisement des ressources abiotiques (éléments) 109
4.4. Méthodes d'évaluation des impacts relatives aux risques et à la santé humaine 112
4.4.1. Approches existantes 112
4.4.2. Méthode d'évaluation de l'impact de réchauffement climatique 113
4.4.3. Méthode d'évaluation de l'impact de formation d'ozone photochimique 114
4.4.4. Méthode d'évaluation de l'impact de toxicité humaine par la méthode CML 115
4.4.5. Méthode d'évaluation de l'impact de dommages sur la santé 117
4.4.6. Méthode d'évaluation de l'impact de toxicité humaine par la méthode des volumes critiques 118
4.4.7. Méthode d'évaluation de l'impact de production de déchets radioactifs 118
4.5. Méthodes d'évaluation des impacts relatives à l'écosystème 119
4.5.1. Approches existantes 119
4.5.2. Méthode d'évaluation de l'impact d'acidification atmosphérique 120
4.5.3. Méthode d'évaluation de l'impact d'écotoxicité aquatique par la méthode des volumes critiques 120
4.5.4. Méthode d'évaluation de l'impact de production de déchets éliminés 121
4.5.5. Autres méthodes d'évaluation des impacts 121
4.6. Résultats 122
4.6.1. Synthèse des méthodes d'évaluation des impacts prises en compte 122
4.6.2. Validité de la simplification du calcul des indicateurs d'impacts 124
4.6.2.1. Types de simplifications pour le calcul des impacts 124
4.6.2.2. Précision du calcul des indicateurs d'impacts 125
4.6.2.3. Précision du calcul des indicateurs de toxicité humaine 128
4.6.2.4. Synthèse 129
4.6.3. Valeurs moyennes d'indicateurs environnementaux par typologie de matériaux pour la phase de production 130
4.7. Limites actuelles de la caractérisation des impacts dans la base de données 136
4.7.1. Vers une définition de la nomenclature de flux d'inventaire à partir des méthodes d'évaluation des impacts ? 136
4.7.2. Variabilité des facteurs de caractérisation des émissions dans l'air de métaux lourds 137
4.7.3. Applicabilité de nouvelles méthodes de caractérisation des impacts 138
4.8. Synthèse du chapitre 140

5. ANALYSE COMPARATIVE DES DONNÉES ECOINVENT ET FDES PAR TYPOLOGIE DE MATERIAUX 141

5.1. Objectif du chapitre 143
5.2. Travaux existants sur la comparaison des données génériques et EPD 143
5.3. Méthodologie pour la comparaison de données ACV 145
5.4. Comparaison des hypothèses méthodologiques des bases de données Ecoinvent et INIES .. 146
5.4.1. Comparaison des formats des données Ecoinvent et FDES 146
5.4.1.1. Hypothèses pour la phase de production 146
5.4.1.2. Type de données (FDES individuelle, collective ou ACV générique) 148
5.4.2. Représentativité géographique, technologique et temporelle 149
5.4.2.1. Données issues de moyennes européennes 149

5.4.2.2. Données pour un contexte national 150
5.4.3. Etude des données ACV sur les procédés énergétiques……. 151
5.4.4. Comparaison des méthodes d'évaluation des impacts 153
5.4.5. Etude des phases du cycle de vie des données FDES..... 153
5.4.6. Conclusion intermédiaire..... 158
5.5. Comparaison des valeurs d'indicateurs d'impacts des données Ecoinvent et FDES par typologie de matériaux 159
5.5.1. Méthodologie..... 159
5.5.1.1. Echantillon représentatif de types de matériaux..... 159
5.5.1.2. Flux et indicateurs environnementaux..... 161
5.5.1.3. Unité fonctionnelle..... 161
5.5.1.4. Phase du cycle de vie 161
5.5.1.5. Valeurs de référence des données Ecoinvent et FDES..... 162
5.5.1.6. Sources de variabilités entre les données Ecoinvent et FDES..... 163
5.5.2. Résultats 165
5.5.2.1. Comparaison des valeurs de références Ecoinvent et FDES 165
5.5.2.2. Résultats des rapports R par indicateur environnemental..... 165
5.5.2.3. Résultats des rapports R par typologie de matériaux..... 172
5.6. Analyse de la variabilité des données Ecoinvent et FDES par typologie de matériaux 177
5.6.1. Variabilité des données génériques de la base Ecoinvent 177
5.6.1.1. Variabilité liée à la composition du flux de référence..... 177
5.6.1.2. Variabilité liée à un changement d'hypothèses méthodologiques..... 180
5.6.2. Variabilité industrielle des données FDES..... 181
5.6.2.1. Variabilité des procédés de fabrication en fonction des différents producteurs 181
5.6.2.2. Variabilité du contenu du flux de référence 182
5.6.2.3. Variabilité liée à des différences de méthodologie de calcul ACV 182
5.6.2.4. Variabilité des données FDES et corrélations entre indicateurs..... 182
5.6.3. Synthèse..... 184
5.7. Discussions des résultats 189
5.8. Synthèse du chapitre..... 192

6. ANALYSE MULTIDIMENSIONNELLE DU SYSTÈME D'INDICATEURS DE LA BASE DE DONNÉES..... 195

6.1. Objectif du chapitre 197
6.2. Choix des paramètres pour l'évaluation : flux ou indicateur ?..... 197
6.3. Simplification d'un système d'indicateurs environnementaux..... 197
6.4. Méthodologie..... 198
6.5. Régression linéaire des indicateurs environnementaux..... 199
6.5.1. Choix d'un indicateur de référence 199
6.5.2. Log-normalité des données ACV 201
6.5.3. Modèles de régression linéaire bivariée 203
6.5.4. Résultats 203
6.5.4.1. Analyse comparative des nuages de points des données Ecoinvent et FDES 210
6.5.4.2. Analyse des paramètres des modèles de régression calculés..... 210
6.5.4.3. Analyse des points singuliers sur les nuages de points..... 211
6.5.4.4. Analyse des résultats pour l'indicateur ADP..... 213
6.5.5. Limites de l'étude préliminaire 214
6.6. Analyse multidimensionnelle du système d'indicateurs..... 215
6.6.1. Travaux existants en analyse multidimensionnelle des données ACV 215
6.6.2. Principes de l'Analyse en Composantes Principales (ACP) 215
6.6.3. Approche développée : ACP avec Varimax sur des données re-échantillonnées..... 217
6.6.4. Résultats 217
6.6.5. Analyse de sensibilité..... 220
6.6.6. Discussion des résultats..... 221
6.7. Synthèse du chapitre..... 222

7. DÉVELOPPEMENT DE MODÈLES SIMPLIFIÉS DE CALCUL DES IMPACTS 223

7.1. Objectif du chapitre 225
7.2. Approches existantes 226
7.3. Méthodologie de recherche de flux déterminants sur critère statistique 227
7.3.1. Modèle complet de calcul des impacts 227
7.3.2. Significativité statistique des flux environnementaux 228
7.3.3. Simulations de combinaisons de matériaux par re-échantillonnage aléatoire de la base de données d'inventaire de cycle de vie complète 230
7.3.4. Règle de sélection des flux déterminants sur critère statistique 232
7.3.5. Détermination du modèle simplifié de calcul des impacts 233
7.3.6. Évaluation des modèles simplifiés de calcul des impacts sur des études de cas de bâtiments……. 234
7.4. Application sur les données Ecoinvent et FDES 236
7.4.1. Choix des modèles de calcul des impacts à étudier 236
7.4.2. Choix des hypothèses et du logiciel de simulation 236
7.5. Résultats pour l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques 237
7.5.1. Résultats après re-échantillonnage des données Ecoinvent sur les matériaux 237
7.5.2. Analyse comparative du modèle simplifié établi à partir des données Ecoinvent avec celui établi à partir des FDES 240
7.6. Résultats pour l'indicateur de pollution de l'air 242
7.6.1. Résultats après re-échantillonnage des données Ecoinvent sur les matériaux 242
7.6.2. Analyse comparative du modèle simplifié établi à partir des données Ecoinvent avec celui établi à partir des FDES 245
7.7. Synthèse du chapitre 247

8. APPLICATION DE LA DÉMARCHE SUR DES ÉTUDES DE CAS DE BÂTIMENTS PILOTES 249

8.1. Synthèse des travaux précédents et objectif du chapitre 251
8.1.1. Synthèse des travaux sur l'analyse des données Ecoinvent et FDES 251
8.1.2. Synthèse des travaux sur les modèles simplifiés (flux et indicateurs) 251
8.1.3. Objectif du chapitre 251
8.2. Méthodologie de calcul des données matériaux et produits sur le cycle de vie complet d'un bâtiment 252
8.2.1. Principes généraux 252
8.2.2. Contextualisation de la phase de production des matériaux 253
8.2.2.1. Prise en compte du procédé de fabrication du produit de construction 253
8.2.2.2. Prise en compte des énergies et matières récupérées 254
8.2.2.3. Adaptation du mix électrique au contexte français 255
8.2.2.4. Prise en compte des infrastructures de production 255
8.2.2.5. Prise en compte des emballages de conditionnement des produits 256
8.2.3. Contextualisation de la phase de transport des matériaux 257
8.2.3.1. Consommation de carburant des moyens de transport 257
8.2.3.2. Détermination de la distance de livraison usine-chantier 258
8.2.4. Contextualisation de la phase chantier pour les matériaux 259
8.2.5. Contextualisation de la phase d'utilisation pour les matériaux 259
8.2.6. Contextualisation de la phase de fin de vie pour les matériaux 261
8.2.7. Adaptation des données FDES sur les produits de construction 262
8.3. Hypothèses de simulation du cycle de vie des trois bâtiments pilotes 263
8.3.1. Choix de l'outil de simulation du cycle de vie des bâtiments 263
8.3.2. Objectif et champ de l'étude ACV 263
8.3.3. Quantification des composants utilisés dans les trois bâtiments 265
8.3.4. Hypothèses de modélisation ACV 266
8.4. Résultats de simulation du cycle de vie des trois bâtiments pilotes 268
8.4.1. Flux environnementaux entrants et sortants pour la maison à ossature bois 268
8.4.2. Indicateurs environnementaux décomposés par bâtiment 269

8.4.3. Indicateurs environnementaux décomposés par phase du cycle de vie, par parties d'ouvrage et par matériau……. 271
8.4.4. Analyses de sensibilité ... 276
8.4.4.1. Analyse de sensibilité sur les infrastructures de production ... 276
8.4.4.2. Analyse de sensibilité sur le mix électrique du procédé de fabrication ... 276
8.4.4.3. Analyse de sensibilité sur l'allocation des impacts liés au recyclage ... 276
8.4.4.4. Analyse de sensibilité sur le calcul de l'énergie primaire ... 278
8.5. Évaluation des modèles simplifiés (flux et indicateurs) ... 279
8.5.1. Simplification du système d'indicateurs pour l'ACV des bâtiments ... 279
8.5.2. Évaluation du modèle simplifié de calcul de l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques ... 280
8.5.2.1. Résultats obtenus sur les trois bâtiments pilotes ... 280
8.5.2.2. Analyses de sensibilité sur les réserves et le modèle de calcul ADP ... 283
8.5.2.3. Classement des flux de ressources en fonction des différents ADP ... 286
8.5.2.4. Discussion des résultats ... 287
8.5.2.5. Proposition d'un indice de simplification ……. 288
8.5.3. Évaluation du modèle simplifié de calcul de l'indicateur de pollution de l'air ... 289
8.5.3.1. Résultats obtenus sur les trois bâtiments pilotes ... 289
8.5.3.2. Discussion des résultats ... 291
8.5.3.3. Proposition d'un indice de simplification ... 291
8.6. Synthèse du chapitre ... 293

CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET PERSPECTIVES ... 295

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES ... 301

ANNEXES ... 314

ANNEXES DU CHAPITRE 3 ... 315
Procédure d'importation des ICV Ecoinvent, INIES, DEAM et ELCD vers la base SLCA ... 315
Nomenclature des flux d'inventaire de cycle de vie de la base de données SLCA ... 321
Hypothèses de classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent vers la base SLCA ... 330
Nomenclature des données ACV intégrées dans la base de données SLCA ... 355
Nomenclature des métadonnées pour chaque module ACV de la base SLCA ... 360
Liste d'indicateurs de flux d'inventaire de cycle de vie de la base Ecoinvent version 2.0 ... 365
ANNEXES DU CHAPITRE 4 ... 366
Facteurs de caractérisation des flux de consommation de ressources énergétiques ... 366
Facteurs de caractérisation des flux de consommation ressources non énergétiques ... 367
Facteurs de caractérisation des flux de consommation d'énergie et matières récupérées ... 374
Facteurs de caractérisation des flux de consommation d'eau ... 374
Facteurs de caractérisation des flux d'émissions dans l'air ... 375
Facteurs de caractérisation des flux d'émissions dans l'eau ... 380
Facteurs de caractérisation des flux d'émissions dans le sol ... 381
Facteurs de caractérisation des flux de déchets valorisés et éliminés ... 382
ANNEXES DU CHAPITRE 5 ... 383
Contribution relative des phases du cycle de vie des FDES ... 383
Sources des données Ecoinvent pour le calcul des valeurs de référence ... 383
Valeurs de référence pour d'autres indicateurs calculés par la base de données SLCA ... 384
Exemple de fiche SLCA par typologie de matériaux ... 386
ANNEXES DU CHAPITRE 8 ... 388
Adaptation de la nomenclature des métadonnées de la base SLCA ... 388
Outil BuildSLCA ... 389
Modules de données de la base SLCA utilisés dans les études de cas ... 390
Résultats de l'ACP sur le bâtiment Hauts de Feuilly ... 392
Résultats complémentaires pour l'évaluation des modèles simplifiés de calcul des impacts ... 393

GLOSSAIRE

Analyse de Cycle de Vie (ACV) : Méthode analytique pour la modélisation de l'impact environnemental d'un produit, bien ou service. Elle consiste à compiler et évaluer des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie (ISO, 2006a). Les frontières sont en général étendues spatialement et temporellement.

ACV attributionnelle : Evaluation des impacts environnementaux suivant une fenêtre temporelle définie pour le cycle de vie à l'étude. Ce type d'évaluation suppose que le volume de production d'un produit ne changera pas drastiquement les procédés amont (électricité, systèmes énergétiques). Ce type d'approche est recommandé pour la réalisation d'ACV, EPD sur des produits ainsi que pour l'éco-conception (JRC, 2010d).

ACV conséquentielle : Evaluation des changements (en termes d'impacts environnementaux) en réponse à une décision. Ce type d'approche est recommandé pour évaluer la mise en place par exemple de nouvelles politiques nationales (développement d'une filière énergétique actuellement marginale). L'ACV conséquentielle se traduit souvent par une extension des frontières du système du cycle de vie à l'étude (JRC, 2010d).

Allocation des impacts: Procédure de répartition des impacts environnementaux d'un système générant plusieurs produits et coproduits. La norme NF P 01-010 s'appuyant sur la norme ISO 14040 propose trois règles si l'allocation est inévitable : l'expansion du système, la répartition des impacts sur une base massique, économique ou énergétique (ISO, 2006b).

Analyse de sensibilité : Procédure systématique pour estimer les effets sur les résultats d'une étude des choix concernant les méthodes et les données (ISO, 2006b).

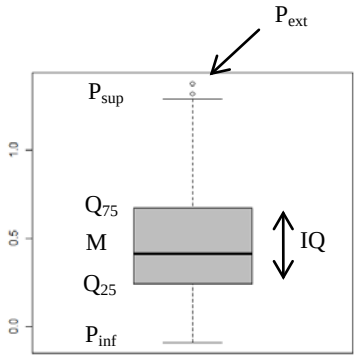
Base de données ACV générique : Base de données au format ACV fournissant des données multisectorielles à la fois pour des procédés (d'énergie, de transport de traitement de déchets) mais également pour le secteur des matériaux et des services (exemple Ecoinvent, ELCD etc.).

Base de données ACV spécifique : Base de données de déclarations environnementales de produits (EPD, FDES) calculées à partir de règles de catégories de produits (PCR). La définition retenue dans ce mémoire peut parfois être différente de celle existante dans la littérature par exemple la norme prEN 15978 (CEN, 2010a).

Boucle fermée : Forme de recyclage d'un matériau ou produit de construction qui suppose que le déchet valorisé est réutilisé pour une même utilisation au sein du même système (Buhé et *al*, 1997). Par exemple, les déchets de bois valorisés comme entrant énergétique dans le procédé de fabrication d'un produit en bois sont considérés comme recyclés en boucle fermée.

Boucle ouverte : Forme de recyclage d'un matériau ou produit de construction qui suppose que le déchet valorisé est réutilisé pour une autre application (Buhé et *al*, 1997).

Boxplot : Mode de représentation d'une distribution de données. Elle permet de visuellement apprécier à la fois (Dehon et *al*, 2008):



- Médiane (M) : trait horizontal noir
- Les 1^{ers} et $3^{èmes}$ quartiles Q_{25} et Q_{75} : bornes inférieures et supérieures de la boxplot
- L'intervalle interquartiles correspondant à la différence entre Q_{75} et Q_{25}
- Les valeurs pivots appelés couramment les moustaches. Elles sont représentées par un trait horizontal à l'extrémité inférieure (P_{inf}) et supérieure (P_{sup}) des traits pointillés verticaux. Ces pivots s'étendent par défaut jusqu'à la valeur distante d'au maximum 0.5 fois la distance interquartiles. C'est cette valeur qui sera présentée dans les différentes applications présentés dans cette thèse.
- Les valeurs des observations situées à l'extérieur des moustaches (P_{ext}) sont représentées par des ronds.

Catégorie d'impact : Classe représentant les points environnementaux étudiés à laquelle les résultats de l'inventaire du cycle de vie peuvent être affectés (ISO, 2006b).

Composé chimique organique : Composé chimique contenant moins un atome de carbone lié, au moins, à un atome d'hydrogène. Les atomes de hydrogène peuvent être partiellement ou totalement substitués par les halogènes, oxygène, soufre, phosphore, azote.

Composés organiques volatils : Composés organiques dont la pression de vapeur est au moins égale à 0,01 kPa à une température de 20°C (293,15 K), autrement dit, pouvant facilement se trouver en sous forme gazeuse dans l'atmosphère (Schiopu, 2010). Ils peuvent être d'origine anthropique (raffinage, évaporations de solvants, imbrûlés...) ou naturelle (émissions par les plantes).

Configurations : Flux de matières, de minerais ou de composés chimiques se différenciant des éléments au sens d'élément chimique (Guinée, 2001). Pour l'évaluation des ressources, les flux de configurations ne correspondent donc pas à la même échelle que les éléments. Par exemple, le silicium est l'élément chimique Si tandis que le flux de matières gravier à partir de silice est une configuration de cet élément.

Contributeur : Elément intégré aux frontières du système pour l'évaluation environnementale d'un bâtiment (CEN, 2010a). Par exemple, il existe les contributeurs : « matériaux et produits de construction », « consommation d'eau » pendant l'utilisation ou le « transport des usagers ». La détermination de l'impact environnemental d'un contributeur nécessite l'utilisation de données ACV sur les différents systèmes de produits (matériaux, produits, procédés).

Co-produit : L'un quelconque de deux produits ou plus issus du même procédé élémentaire (ISO, 2006b).

Déchets : Toute substance ou matière dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire (Parlement Européen, 2008).

Ecologie industrielle : Science interdisciplinaire (comprenant notamment la méthode d'analyse de cycle de vie) visant à optimiser l'utilisation d'énergie, de ressources et de capital d'un système technique en minimisant ses impacts environnementaux. Le système technique est défini comme un système vivant qui interagit avec les systèmes naturels (Jolliet et *al*, 2005).

Elément : substance chimique formée d'un atome (par ex. aluminium Al)

Energie grise : Plusieurs définitions existent pour définir « l'énergie grise » dans la littérature voir par exemple les définitions proposées par VDI (1997), RMIT (2001) ou Dixit et *al* (2010). De manière générale, l'énergie grise se réfère à la notion de demande cumulative en énergie. Elle représente la somme de tous les entrants énergétique d'uns système de produits pour l'ensemble de son cycle de vie. L'énergie grise n'étant pas un terme normalisé il existe plusieurs interprétations possibles. L'énergie grise peut ainsi correspondre à l'énergie primaire totale c'est-à-dire l'énergie consommée et mobilisée (par exemple PCI des matériaux combustibles comme le bois ou les plastiques). Certains auteurs retiennent ainsi seulement la part non renouvelable ou procédé.

Energie primaire matière : Forme d'énergie primaire correspondant au pouvoir calorifique inférieur (PCI exprimé en MJ/kg) des ressources naturelles énergétiques et des matières récupérées entrant dans le système et non utilisées à des fins de production d'énergie multipliée par la masse de ces flux.

Energie primaire totale : Représente la somme de toutes les sources d'énergie qui sont directement puisées dans les réserves naturelles telles que le gaz naturel, le pétrole, le charbon, le minerai d'uranium, la biomasse, l'énergie hydraulique, le soleil, le vent, la géothermie. Par extension, les flux d'énergies récupérées (en MJ d'énergie primaire procédé) et les énergies matières des matières récupérées (en PCI, énergie matière) sont également comptabilisées dans l'énergie primaire totale (AFNOR, 2004).

Energie primaire procédé : Apport d'énergie nécessaire dans un processus élémentaire pour mettre en œuvre le processus ou faire fonctionner l'équipement correspondant, à l'exclusion des intrants énergétiques de production et de livraison de cette énergie. L'énergie procédé correspond aux

ressources naturelles énergétiques et aux énergies récupérées entrant dans le système et utilisées pour produire de l'énergie (ISO, 2006b).

Energie récupérée : Il s'agit en tant qu'entrant de l'inventaire de flux de matières issus d'un stock utilisés à des fins de producteurs d'énergie. Il s'agit en tant que sortant d'un flux de déchets qui sera valorisé par exemple valorisation énergétique dans une filière existante et pérenne (AFNOR, 2004).

Evaluation de l'impact du cycle de vie: Phase de l'analyse du cycle de vie destinée à comprendre et évaluer l'ampleur et l'importance des impacts potentiels d'un système de produits sur l'environnement (ISO, 2006b).

Extension du système : Méthode de prise en compte des co-produits, dans laquelle on déduit les émissions par extension des frontières du système de produit (ISO, 2006b). Par exemple, cette méthode d'allocation des impacts suppose que toute réutilisation de matières premières secondaires a permis d'éviter un procédé primaire d'extraction de matière première vierge.

Facteur de caractérisation : Facteur établi à partir d'un modèle de caractérisation qui est utilisé pour convertir les résultats de l'inventaire du cycle de vie en unité commune d'indicateur de catégorie (ISO, 2006b).

FDES collective : fiche de déclaration environnementale et sanitaire au format de la norme NF P01-010 représentative d'un « produit-type ». Elle appartient à un groupe de fabricants ou à un syndicat représentant toute une filière. Les données de production sont moyennées en fonction des parts de marché de chaque fabricant (AFNOR, 2004).

FDES individuelle : fiche de déclaration environnementale et sanitaire au format de la norme NF P01-010 correspondant à une référence commerciale d'un produit ou à une gamme de produit (AFNOR, 2004).

Flux environnemental : Ce terme désigne à la fois un flux élémentaire ou un flux intermédiaire entrant ou sortant du système à l'étude dans le cadre de la base de données (SLCA) développée dans ce mémoire.

Flux élémentaire : Matière ou énergie entrant dans le système étudié, qui a été puisée dans l'environnement sans transformation humaine préalable, ou matière ou énergie sortant du système étudié, qui est rejetée dans l'environnement sans transformation humaine ultérieure (ISO, 2006b).

Flux entrant : Matière ou énergie entrant dans un processus élémentaire (ISO, 2006b).

Flux intermédiaire: Flux de produit, de matière ou d'énergie intervenant entre des processus élémentaires du système de produits étudié (ISO, 2006b).

Flux de référence : Flux d'énergie ou de matière à déclarer sous la forme d'une liste des masses des différents constituants de l'unité fonctionnelle (ISO, 2006b).

Flux sortant : Matière ou énergie sortant d'un processus élémentaire (ISO, 2006b).

Frontière du système : Ensemble de critères qui spécifient quels processus élémentaires font partie d'un système de produits (ISO, 2006b).

Hydrocarbure : Composé organique contenant exclusivement des atomes de carbone (C) et d'hydrogène (H).

Impact : Mot générique qui désigne l'effet ou la conséquence de quelque chose (ISO, 2006b). Toute pollution ou nuisance possède donc un ou plusieurs impacts. D'après Adolphe et *al* (2006), le terme impact désigne préférentiellement la seule réponse de la cible « bio » à une pollution, en provenance soit de la source soit de la cible physique. On peut le rencontrer aussi en tant qu'effet sur la cible physique (voir facteur d'impact). Ce terme est également le synonyme de critère dans le contexte intentionnel de l'aide à l'évaluation environnementale. Un impact a systématiquement une clé de répartition spatiale et temporelle (Adolphe et *al*, 2006). Les cibles d'impacts couramment admises en ACV concernent notamment : la santé humaine, l'écosystème et les ressources. Dans le cas de la santé humaine, l'évaluation de l'impact des radioéléments peut être calculée suivant une échelle de temps en

fonction des objectifs de l'étude (par exemple 100, 1000 ou 10000 ans). De même, l'évaluation du potentiel d'épuisement des ressources peut être conduite à l'échelle mondiale, régionale ou locale.

Indicateur : Outil défini pour un thème donné ou pour un point précis qu'il faut préciser sous risque de confusion. Le plus souvent il bénéficie d'une conception et d'une construction qui sont destinées à résumer la situation qu'il doit caractériser. Un indicateur est d'autant plus informatif que sa définition détaillée est suffisamment diffusée. Dans la mesure du possible il doit posséder une valeur ajoutée par rapport aux grandeurs, variables ou données d'entrée qui résultent de simples mesures (Roy et Bouyssou, 1993; Adolphe et *al*, 2006).

Inventaire de cycle de vie : Phase de l'analyse du cycle de vie impliquant la compilation et la quantification des flux environnementaux entrants et sortants pour un système de produits (ISO, 2006b).

Matière récupérée: Il s'agit en tant qu'en entrant de l'inventaire de flux intermédiaire de matières premières secondaires (MPS) issus d'un stock non utilisées à des fins de production d'énergie. Elles sont comptabilisées en masse. Il s'agit en tant que sortant d'un flux intermédiaire de déchet, exprimé en masse, qui sera valorisé par exemple valorisation matière dans une filière existante et pérenne (AFNOR, 2004).

Médiane : Paramètre statistique qui partage une population ou distribution de données de telle sorte que chaque partie contient le même nombre de données. A la différence de la moyenne, elle est moins sensible aux valeurs extrêmes. Ce paramètre correspond également au $2^{ème}$ quartile (Dehon et *al*, 2008).

Métadonnées : L'ensemble des informations techniques et descriptives ajoutées aux documents pour mieux les qualifier quelques soient leurs supports (ISO, 2010).

Métaux lourds : Certains auteurs de la littérature définissent les métaux lourds comme les éléments métalliques ayant une masse volumique supérieure à une certaine valeur. Cette valeur minimale varie entre 4000 kg/m^3 et 5000 kg/m^3 selon les auteurs. Actuellement la tendance est de replacer cette appellation par « éléments-traces métalliques – ETM » afin d'inclure les différents métaux et metalloïdes qui ont des impacts négatif sur l'environnement et la santé, en sachant que l'impact (éco)-toxicologique des ETM dépend de leur forme chimique (spéciation), de leur concentration, du contexte environnemental, de la possibilité de passage dans la chaîne du vivant (Schiopu, 2010).

Normalisation : action de mise à l'échelle d'une valeur numérique par rapport é une référence. Par exemple, en ACV bâtiment, la normalisation des impacts (ex. émissions de CO_2) permet de comparer les résultats par rapport à une référence. Il peut s'agit d'un chiffre annuel d'émission de CO_2 du secteur de la construction. Cela permet de discriminer les indicateurs d'impacts entre les plus important pour le secteur économique et ceux qui le sont moins.

Recyclage : Ensemble des procédés permettant la transformation d'un bien, produit ou matériau arrivé en fin de vie et/ou à l'état de déchet en une matière première secondaire (MPS) utilisable dans un prochain cycle de vie. Il existe le recyclage matière pour traiter le recyclage des matériaux et produits par exemple et le recyclage énergétique pour traiter la valorisation énergétique de déchets (par exemple dans une usine de cogénération traitant des déchets pour produire de l'énergie).

Règles de catégories de produits (en anglais « Product Category Rules ») : règles fixant la méthodologie de calcul des Déclarations Environnementales de Produits (EPD, FDES). Elles peuvent être propres à une famille de produits (IBU, 2010) ou propre à l'ensemble des produits de construction (INIES, 2010).

Règle de coupure: Spécification de la quantité de flux de matière ou d'énergie ou du niveau de signification environnementale associés aux processus élémentaires ou au système de produits devant être exclus de l'étude (ISO, 2006b).

Ressource : Entité considérée pour la fonctionnalité qu'elle délivre à la société (Stewart et Weidema, 2005).

Ressource non renouvelable : Ressource qui existe en quantité fixe en différents points de la croûte terrestre et qui ne peut pas être renouvelée sur une échelle de temps humaine. Les ressources non renouvelables ne peuvent potentiellement se renouveler que par des procédés géologiques, physiques et chimiques, qui se déroulent sur plusieurs milliers d'années (AFNOR, 2004).

Ressource renouvelable : Ressource qui est soit cultivée soit naturellement renouvelée ou régénérée, à une vitesse qui excède la vitesse d'épuisement de cette ressource et cela moyennant une gestion correcte de la ressource (AFNOR, 2004).

Réserve de base : Réserve faisant partie d'une ressource qui satisfait les critères physicochimiques des pratiques actuelles d'extraction. Les réserves de base peuvent contenir les ressources qui seront potentiellement disponibles dans un avenir proche au-delà des technologies et économies actuelles (USGS, 2010).

Réserve économique : Réserve faisant partie des réserves de base qui peuvent être économiquement extraite au moment de leur détermination (USGS, 2010).

Réserve ultime : Quantité de ressources (en tant qu'élément ou configuration) qui est disponible de manière ultime. Elle est estimée en multipliant la concentration naturelle moyenne de la ressource dans la couche primaire d'extraction (par exemple la croute terrestre) par la masse ou le volume de cette couche par exemple en supposant une profondeur de 10 km de la croute terrestre (Guinée, 2001).

Revue critique : Procédure destiné à s'assurer de la cohérence entre une analyse de cycle de vie et les principes et exigences spécifiés par les normes internationales traitant de l'analyse de cycle de vie (ISO, 2006b). Pour les déclarations environnementales, il s'agit d'une vérification.

Sous-produit : Une substance ou un objet issu d'un processus de production dont le but premier n'est pas la production du dit bien peut être considéré comme un sous-produit et non comme un déchet uniquement si les conditions, décrites dans l'arrêté du Parlement Européen (2008), sont remplies.

Stock : Le terme stock est introduit conventionnellement dans la norme NF P01-010 (méthode des stocks) pour permettre de traiter le recyclage ou la réutilisation en boucle ouverte afin de répartir les avantages du recyclage entre le système qui génère le produit et celui qui le consomme (AFNOR, 2004).

Système : Dans le cadre de ce mémoire, le bâtiment dans son ensemble est assimilé à un système en interaction avec son environnement. Les frontières du système sont étendues tant spatialement que temporellement.

Système de produits : Ensemble de processus élémentaires liés du point de vue matériel et énergétique et qui remplissent une ou plusieurs fonctions (ISO, 2006b).

Système d'indicateurs : ensemble de moyens d'évaluation structurés autour de critères environnementaux pour l'aide à l'évaluation.

Systémique : Démarche permettant d'appréhender le système de façon globale en mettant l'accent sur le relationnel plus que sur les objets. Les relations sont en outre systématiquement restituées quant à leur signification par rapport à la fonction du système (Le Moigne, 1991).

Taux d'incorporation : Rapport entre la quantité de matières premières secondaires (MPS) introduites dans la fabrication d'un produit sur la quantité totale de matières premières (primaires et secondaires) utilisés en fabrication.

Taux de recyclage : Rapport entre la quantité de matière recyclée en fin de vie sur le gisement disponible de déchets générés pour un matériau et pour un secteur économique donné.

Test Q–Q de normalité : Test d'évaluation de l'état d'une distribution de données par comparaison à la distribution d'une loi normale (Dehon et *al*, 2008).

Unité fonctionnelle : Performance quantifiée d'un système de produits destinée à être utilisée comme unité de référence dans une analyse du cycle de vie (ISO, 2006b).

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Émissions de CO_2 des ciments gris utilisés dans le secteur de la construction en France... 13
Tableau 2. Logiciels pour l'ACV des bâtiments à l'échelle internationale 24
Tableau 3. Bases de données génériques utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments 29
Tableau 4. Valeurs des Pouvoirs Calorifiques Inférieurs des ressources énergétiques pris en compte dans la base de données DEAM 31
Tableau 5. Bases de données ACV génériques pour le secteur de la construction utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments 32
Tableau 6. Bases de données au format EPD utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments 33
Tableau 7. Logiciels pour l'ACV des bâtiments à l'échelle française 44
Tableau 8. Catégories et sous-catégories des flux élémentaires de la base Ecoinvent..... 71
Tableau 9. Exemple du flux élémentaire d'aluminium de la base Ecoinvent 73
Tableau 10. Résultats de consommation de flux de ressources non énergétiques pour 1 m^3 de béton . 89
Tableau 11. Flux de métaux considérés dans les catégories d'émissions dans l'air, l'eau et le sol actuelles 92
Tableau 12. Groupes de méthodes d'évaluation des impacts relatives aux ressources 101
Tableau 13. Comparaison des facteurs CED, PCI et PCS pour les ressources énergétiques non renouvelables..... 102
Tableau 14. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP part énergétique 107
Tableau 15. Correspondance entre les flux de configurations et facteurs ADP d'éléments assimilés pour le calcul de l'indicateur ADP 109
Tableau 16. Modèles de calculs alternatifs pour l'indicateur ADP 110
Tableau 17. Groupes de méthodes d'évaluation des impacts relatives aux risques et à la santé humaine 112
Tableau 18. Distribution statistique des facteurs POCP pour les hydrocarbures non spécifiés 115
Tableau 19. Groupes de méthodes d'évaluation des impacts relatives à l'écosystème..... 119
Tableau 20. Synthèse des indicateurs environnementaux calculés à partir des flux entrants de la base de données SLCA 122
Tableau 21. Synthèse des indicateurs environnementaux calculés à partir des flux sortants de la base de données SLCA 123
Tableau 22. Ecarts relatifs entre un calcul d'indicateur d'impact exact et simplifié..... 126
Tableau 23. Facteurs de caractérisation de trois méthodes d'évaluation des impacts sur les métaux lourds 138
Tableau 24. Facteurs de caractérisation ADP et CExD pour le flux de ressource molybdène..... 139
Tableau 25. Type de données disponibles pour l'évaluation environnementale d'après CEN (2010a) 143
Tableau 26. Comparaison des nomenclatures de flux et des méthodes d'évaluation des impacts entre les bases Ecoinvent, INIES et SLCA 154
Tableau 27. Statistiques des distances de transport usine-chantier retenues dans les FDES de la base SLCA-p 156
Tableau 28. Types de matériaux pris en compte dans les analyses comparatives..... 160
Tableau 29. Indicateurs environnementaux considérés..... 161
Tableau 30. Sources de variabilités couramment utilisées dans les évaluations qualité des données ACV 163
Tableau 31. Sources de variabilités complémentaires entre les données Ecoinvent et FDES..... 164
Tableau 32. Principe du code couleur pour différencier les rapports R par indicateur et par matériau 169
Tableau 33. Rapports R calculés à partir des valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour 6 indicateurs de ressources, phase de production et 18 typologies de matériaux..... 169
Tableau 34. Rapports R calculés à partir des valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour 7 indicateurs d'émissions et de déchets, phase de production et 18 typologies de matériaux 169

Tableau 35. Rapport R global pour l'ensemble des données Ecoinvent et FDES pour l'ensemble des typologies de matériaux pour le premier groupe d'indicateurs 170
Tableau 36. Rapport R global pour l'ensemble des données Ecoinvent et FDES pour l'ensemble des typologies de matériaux pour le deuxième groupe d'indicateurs 171
Tableau 37. Rapport R global pour l'ensemble des données Ecoinvent et FDES pour l'ensemble des typologies de matériaux pour le troisième groupe d'indicateurs 171
Tableau 38. Influence de la prise en compte des énergies récupérées issues d'un stock, phase de production 174
Tableau 39. Coefficients de corrélation, phase de production, échantillon de matériaux 184
Tableau 40. Avantages et inconvénients des différents indicateurs énergétiques d'après Chevalier et *al* (2009) 200
Tableau 41. Paramètres des modèles de régression, phase de production, 18 types de matériaux (FDES) 208
Tableau 42. Paramètres des modèles de régression linéaire, phase de production, 400 produits (FDES) 208
Tableau 43. Paramètres des modèles de régression, phase de production, 18 types de matériaux (Ecoinvent) 209
Tableau 44. Paramètres des modèles de régression linéaire, phase de production, 108 matériaux (Ecoinvent) 209
Tableau 45. Coefficients de corrélations des indicateurs avec les composantes principales après rotation des axes factoriels pour le système d'indicateurs des 33 types de matériaux de la base SLCA-p 219
Tableau 46. Nombre de flux environnementaux utilisés par quelques indicateurs d'impacts intégrés à la base de données SLCA 225
Tableau 47. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs 234
Tableau 48. Hypothèses de simulation retenues pour les indicateurs ADP-NE et PA 236
Tableau 49. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur ADP-NE classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-m (Ecoinvent) 239
Tableau 50. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur ADP-NE classé à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-p (FDES) 242
Tableau 51. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur PA classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-m (Ecoinvent) 244
Tableau 52. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur PA classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-p (FDES) 245
Tableau 53. Influence de la prise en compte du procédé de fabrication du produit 254
Tableau 54. Taux d'incorporation de matières récupérées pour quelques matériaux 254
Tableau 55. Mix électrique net de production de trois zones géographiques européennes et de l'EAA 255
Tableau 56. Contribution relative médiane des infrastructures des données matériaux de la base Ecoinvent d'après Frischknecht et *al* (2007) 256
Tableau 57. Distances de transport forfaitaire des matières premières vers l'usine de production dans la base Ecoinvent 259
Tableau 58. Durées de vie considérées pour les matériaux et produits par parties d'ouvrage 260
Tableau 59. Taux de mise en décharge, incinération et recyclage considérés pour quelques matériaux 262
Tableau 60. Caractéristiques des trois bâtiments modélisés avec BuildSLCA 263
Tableau 61. Résultats des indicateurs environnementaux sur le cycle de vie complet des trois bâtiments 269
Tableau 62. Pourcentage de détermination de l'impact environnemental à partir des données Ecoinvent 275
Tableau 63. Comparaison des hypothèses entre le MSCI établi sur la base SLCA-m et les trois études de cas de bâtiment 280
Tableau 64. Contribution relative de l'indicateur ADP-NE déterminé par le MSCI sur les trois études de cas 281

Tableau 65. Pourcentage de flux du MSCI expliquant d'autres modèles de calcul de l'indicateur ADP Elements 284
Tableau 66. Pourcentage de détermination du modèle complet de calcul de l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques 288
Tableau 67. Contribution relative de l'indicateur PA déterminé par le MSCI sur les trois études de cas 290
Tableau 68. Pourcentage de détermination du modèle complet de calcul de l'indicateur de pollution de l'air 291

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Représentation du cycle de vie d'un bâtiment tiré de Woolley et *al* (2000) 9
Figure 2. Évolution de la production française de granulats neufs et recyclés entre 1996 et 2006 (IFEN, 2010) 10
Figure 3. Répartitions des principaux polluants émis dans l'air par le secteur de la construction (IFEN, 2010) 10
Figure 4. Ordres de grandeurs des consommations d'énergie primaire pour un bâtiment de logements 11
Figure 5. Cadre méthodologique pour conduire une analyse de cycle de vie (ISO, 2006a) 15
Figure 6. Principe de modélisation systémique appliquée à l'ACV adapté de Jolliet et *al* (2005) 15
Figure 7. Procédés directs pris en compte pour l'analyse de cycle de vie du ciment, adapté de Kellenberger et *al* (2007) 16
Figure 8. Arbre des procédés d'un système de produits délivrant une certaine unité fonctionnelle, adapté de Jolliet et *al* (2005) 18
Figure 9. Entrants et sortants du système de produits selon le modèle CML (Guinée, 2001) 20
Figure 10. Représentation de la classification des flux du vecteur d'inventaire de cycle de vie dans les catégories d'impact « mid-points » et « end-points » (JRC, 2010d) 22
Figure 11. Caractéristiques principales d'un modèle pour l'ACV des bâtiments 25
Figure 12. Tableau d'indicateurs environnementaux reporté pour chaque BRE Profile 34
Figure 13. Tableau d'indicateurs environnementaux (production et fin de vie) pour chaque EPD 35
Figure 14. Tableau d'indicateurs environnementaux sur le cycle de vie complet pour chaque FDES 35
Figure 15. Extrait du tableau des flux environnementaux reportés pour chaque FDES dans un document d'accompagnement public adapté d'AFNOR (2004) 36
Figure 16. Tableau de flux environnementaux reporté pour chaque EPD finlandaise tiré de RTS (2010) 37
Figure 17. L'ACV appliquée aux bâtiments : un modèle complexe et multidimensionnel 43
Figure 18. Effet « boîte noire » des bases de données d'ACV bâtiment 44
Figure 19. Mise en œuvre de la démarche de recherche dans l'outil SLCA-STATS 46
Figure 20. Collecte de données d'inventaire de cycle de vie à partir de bases de données ACV existantes 52
Figure 21. Définition des phases du cycle de vie d'un bâtiment pour classer les inventaires de cycle de vie des données ACV de la base SLCA 54
Figure 22. Représentation des frontières du système pour l'évaluation du recyclage dans le modèle ACV bâtiment 58
Figure 23. Représentation des frontières du système dans l'approche des impacts évités (boucle de recyclage et crédit d'impacts évités) 61
Figure 24. Représentation des frontières du système pour la phase de production dans le modèle ACV bâtiment support à la base de données SLCA 63
Figure 25. Représentation des frontières du système pour la phase de fin de vie dans le modèle ACV bâtiment support à la base de données SLCA 63
Figure 26. Catégories de flux entrants et sortants considérées dans la base de données SLCA 65
Figure 27. Schéma de principe de la méthode CLASI développée 70
Figure 28. Inventaire des ressources non énergétiques et impacts amont : exemple de l'aluminium 74
Figure 29. Partitions de la base de données d'inventaire de cycle de vie SLCA 77
Figure 30. Nombre de données classées par type de matériaux dans la base de données SLCA 79
Figure 31. Nombre de flux dans les inventaires de cycle de vie Ecoinvent avant et après la classification 81
Figure 32. Boxplots des écarts relatifs moyen pour chaque catégorie de flux entre SLCA et les fiches FDES 82
Figure 33. Résultats moyens et écart-types du flux de CO_2 fossile à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux 84

Figure 34. Résultats moyens et écart-types du flux de poussières (non spécifiées) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux 85
Figure 35. Résultats moyens et écart-types du flux de dioxyde de soufre à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux 86
Figure 36. Résultats moyens et écart-types du flux d'oxydes d'azote à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux..... 87
Figure 37. Schéma de principe de la caractérisation des impacts en ACV 99
Figure 38. Caractérisation de la chaîne d'extraction des ressources non énergétiques 108
Figure 39. Concentration de matières en fonction de la présence de la ressource dans la croûte terrestre tiré de Van Oers et *al* (2002) 111
Figure 40. Boxplots des écarts relatifs entre les modèles exacts et simplifiés de caractérisation des impacts 126
Figure 41. Boxplots des contributions relatives des trois catégories d'émissions air, eau et sol pour les trois indicateurs PA, DALY et HTP 128
Figure 42. Résultats moyens pour les indicateurs de consommation de matières récupérées (CMR) et de déchets valorisés mis en stock (STO) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux. 132
Figure 43. Résultats moyens et écart-types pour les indicateurs de demande cumulative en énergie non renouvelable (CED-NRe) et d'énergie primaire non renouvelable (PE-NRe) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux 133
Figure 44. Résultats moyens et écart-types pour l'indicateur de potentiel d'acidification (ACI) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux 134
Figure 45. Résultats moyens et écart-types pour l'indicateur de potentiel de réchauffement climatique (GWP) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux 135
Figure 46. Méthodologie pour la comparaison de données génériques et EPD 145
Figure 47. Frontières de la phase de production pour une donnée ACV générique pour un matériau semi-fini 147
Figure 48. Frontières de la phase de production pour une donnée EPD sur un produit de construction 148
Figure 49. Phases du cycle de vie d'un produit de construction tiré de CEN (2010b)..... 149
Figure 50. Comparaison des données ACV sur le mix électrique français entre la base Ecoinvent et le fascicule FD P01-015 support aux FDES..... 152
Figure 51. Comparaison des données ACV sur la combustion au gaz entre la base Ecoinvent et le fascicule FD P01-015 support aux FDES..... 152
Figure 52. Boxplots des contributions relatives de la phase de production par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p..... 155
Figure 53. Boxplots des contributions relatives de la phase de transport par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p..... 156
Figure 54. Boxplots des contributions relatives de la phase de fin de vie par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p..... 157
Figure 55. Nombre de données Ecoinvent et FDES utilisés dans les analyses comparatives 159
Figure 56. Valeurs de référence pour les indicateurs de demande cumulative en énergie non renouvelable (CED-NRe) à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux ... 166
Figure 57. Valeurs de référence pour l'indicateur de potentiel d'acidification (ACI) à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux..... 167
Figure 58. Valeurs de référence pour l'indicateur de potentiel de réchauffement climatique fossile à 100 ans (GWP) à partir des données Ecoinvent et FDES pour quelques typologies de matériaux..... 168
Figure 59. Contribution des flux d'émissions dans l'air pour l'indicateur de formation d'ozone photochimique (POCP) pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour la typologie acier, phase de production..... 172
Figure 60. Détail des flux d'émissions dans l'air contribuant à l'indicateur de réchauffement climatique (GWP) pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour la typologie bloc béton, phase de production..... 174
Figure 61. Détail des flux d'émissions dans l'air contribuant à l'indicateur d'acidification (ACI) pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour la typologie cuivre, phase de production 175

Figure 62. Détail des flux d'émissions dans l'air contribuant à l'indicateur de pollution de l'air (PA) pour la donnée Ecoinvent et la médiane des données FDES pour la typologie plâtre, phase de production..... 176
Figure 63. Nuage de points représentant l'indicateur de réchauffement climatique (GWP) en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour les typologies acier, aluminium, béton, bois, cuivre 179
Figure 64. Variabilité des résultats pour l'indicateur d'énergie primaire totale pour la production du plâtre..... 180
Figure 65. Illustration de la variabilité des données spécifiques (FDES) par rapport à la donnée générique (Ecoinvent) pour la brique en terre cuite 181
Figure 66. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la laine de verre à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p)..... 185
Figure 67. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux d'émissions entrant de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la typologie « laine de verre » à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p) 186
Figure 68. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux entrants de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la typologie « plâtre » à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p) 187
Figure 69. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux sortants d'émissions et de déchets en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la typologie « plâtre » à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p)..... 188
Figure 70. Illustration de la plausibilité de la valeur moyenne des FDES par rapport à la donnée générique Ecoinvent pour la laine de verre, indicateur de réchauffement climatique (GWP) 191
Figure 71. Représentation des indicateurs utilisés dans cette étude 201
Figure 72. Diagramme Q-Q de l'indicateur d'acidification (ACI) pour les données Ecoinvent (base SLCA-m)..... 202
Figure 73. Illustration de la distribution des données ACV de l'indicateur de consommation de matières récupérées (CMR), avant et après log-transformation. 202
Figure 74. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux entrants de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 18 types de matériaux médians (données Ecoinvent et FDES) 204
Figure 75. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux sortants d'émissions et de déchets en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 18 types de matériaux médians (données Ecoinvent et FDES) 205
Figure 76. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux entrants de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 108 ACV de matériaux Ecoinvent et 400 FDES de produits de construction..... 206
Figure 77. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux sortants d'émissions et de déchets en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 108 ACV de matériaux Ecoinvent et 400 FDES de produits de construction..... 207
Figure 78. Coefficient de détermination (R^2) moyen des modèles de régression linéaire avec l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) établis pour les données Ecoinvent et FDES..... 211
Figure 79. Nuages de points pour l'indicateur de déchets radioactifs (DR) en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour l'échantillon de matériaux (à gauche) et la base complète (à droite) 212
Figure 80. Nuages de points entre l'indicateur d'énergie primaire totale (PE) en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) à gauche et d'énergie procédé (PE-Pro) à droite 212
Figure 81. Représentation de deux facteurs créés après une ACP de 5 variables 216
Figure 82. Valeurs des coefficients de corrélations entre les différents indicateurs (en gris foncé ceux de l'analyse bivariée)..... 218
Figure 83. Variance (ou valeurs propres) de chaque axe factoriel (ou vecteur propre) 218
Figure 84. Cercles des corrélations après rotation, pour les composantes 1, 2, 3 et 4 du système à 13 indicateurs 220

Figure 85. Représentation du système « bâtiment » et des flux de ressources non énergétiques et d'émissions dans l'air nécessaires au calcul de deux indicateurs d'impact..... 226
Figure 86. Présentation de la méthode développée 227
Figure 87. Loi de probabilité de la T-statistique sous l'hypothèse C = 0..... 229
Figure 88. Principe de choix de la valeur du sous-ensemble p' de la base de données B_p..... 230
Figure 89. Principe du re-échantillonnage de la base de données d'inventaire de cycle de vie..... 231
Figure 90. Visualisation des boxplots des rangs moyens des p-valeurs des flux d'inventaire pour une base de données d'inventaire de cycle de vie Bp 232
Figure 91. Principe de choix des coefficients de sélection de α et β 233
Figure 92. Visualisation des boxplots des rangs moyens des p-valeurs des flux de ressources pour l'indicateur ADP-NE à partir des données Ecoinvent..... 237
Figure 93. Comparaison des boxplots des rangs moyens des p-valeurs des flux de ressources pour l'indicateur ADP-NE à partir des données Ecoinvent (en haut) et FDES (en bas) 241
Figure 94. Visualisation des boxplots des rangs moyens des p-valeurs pour l'indicateur PA à partir des données Ecoinvent..... 243
Figure 95. Comparaison des boxplots des rangs moyens des p-valeurs pour l'indicateur PA à partir des données Ecoinvent (en haut) et SLCA-p (en bas) 246
Figure 96. Choix possibles de MSCI de l'indicateur d'impact pour l'évaluation sur des études de cas ACV bâtiment 247
Figure 97. Aspects à considérer lors du calcul des données matériaux et produits sur leur cycle de vie 253
Figure 98. Frontières du système pour le recyclage (direct ou avec tri) des matériaux tiré de Doka (2007) 261
Figure 99. Visualisation de la maison individuelle de logements passifs Hauts de Feuilly (HDF) avant construction 264
Figure 100. Visualisation de l'immeuble de bureaux INEED après construction..... 264
Figure 101. Visualisation de l'immeuble de logement de la ZAC De Bonne avant construction..... 265
Figure 102. Nombre de données Ecoinvent et FDES utilisées pour les trois études de cas de bâtiments 266
Figure 103. Nuages de points représentant l'indicateur GWP en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la laine de verre 267
Figure 104. Résultats sélectifs de flux d'inventaire entrants et sortants sur le cycle de vie du bâtiment HDF..... 268
Figure 105. Diagramme radar d'une caractérisation complète et réduite pour le bâtiment HDF..... 270
Figure 106. Indicateur d'énergie non renouvelable décomposé par phase du cycle de vie..... 271
Figure 107. Indicateur d'énergie non renouvelable décomposé par partie d'ouvrage 272
Figure 108. Indicateur d'énergie non renouvelable décomposé par type de matériaux 273
Figure 109. Indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques décomposé par partie d'ouvrage 274
Figure 110. Indicateur de déchets inertes décomposé par partie d'ouvrage..... 274
Figure 111. Ecart entre les indicateurs PE et CED obtenu sur les trois études de cas 278
Figure 112. Cercle des corrélations avant et après rotation des axes factoriels pour les composantes 1, 2, 3, 4..... 279
Figure 113. Pourcentage de contribution relative moyenne des flux intégrés au MSCI de l'indicateur ADP-NE sur les trois études de cas de bâtiments..... 282
Figure 114. Pourcentage moyen de détermination de l'indicateur ADP Elements à partir des flux du MSCI pour différentes hypothèses sur le modèle de calcul sur les trois études de cas de bâtiments pilotes 285
Figure 115. Evolution du classement des flux de ressources non énergétiques en fonction des indicateurs utilisés et de la pondération des unités fonctionnelles 286
Figure 116. Pourcentage de contribution relative moyenne des flux intégrés au MSCI de l'indicateur PA sur les trois études de cas de bâtiments 290
Figure 117. Synthèse de la démarche globale de simplification du modèle d'évaluation dans le cas de l'indicateur de pollution de l'air..... 292

LISTE DES ÉQUATIONS

Équation 1. Vecteur d'inventaire cumulé des émissions et des extractions du système de produits à l'étude 19
Équation 2. Matrice des procédés pris en compte dans le système de produits 20
Équation 3. Matrice technologique et environnementale pris en compte dans le système de produits. 20
Équation 4. Vecteur d'inventaire cumulé des émissions et des extractions déterminé par inversion matricielle pour un système de produits donné 21
Équation 5. Formule de calcul d'un flux environnemental pour un matériau selon les phases du cycle de vie d'un bâtiment 53
Équation 6. Formule de calcul d'un flux d'inventaire pour le sous-produit entrant dans le système pour toute phase du cycle de vie d'un bâtiment 56
Équation 7. Formule de calcul du coefficient d'allocation $K_{A, entrant}$ 57
Équation 8. Formule de calcul d'un flux d'inventaire pour le déchet sortant du système pour toute phase du cycle de vie d'un bâtiment 58
Équation 9. Formule de calcul du flux d'inventaire de cycle de vie du produit de construction utilisant une fraction de matière recyclée en entrée du système 60
Équation 10. Formule de calcul du flux d'inventaire de cycle de vie du produit de construction en sortie du système 60
Équation 11. Formule de calcul du coefficient de conversion entre élément et minerai 74
Équation 12. Formule de calcul de la masse de déchets éliminés 76
Équation 13. Formule de calcul d'un indicateur d'évaluation des impacts 100
Équation 14. Formules de calcul des indicateurs d'évaluation de demande cumulative en énergie ... 103
Équation 15. Formules de calcul des indicateurs d'évaluation de l'énergie primaire totale 104
Équation 16. Formule de calcul du facteur de caractérisation ADP 106
Équation 17. Formules de calcul du facteur de caractérisation ADP des ressources fossiles 107
Équation 18. Formule de calcul du facteur de caractérisation GWP 113
Équation 19. Formule de calcul du facteur de caractérisation POCP 114
Équation 20. Formule de calcul du facteur de caractérisation HTP 116
Équation 21. Formule de calcul du facteur de caractérisation PA 118
Équation 22. Formule de calcul du facteur de caractérisation ACI 120
Équation 23. Formule de calcul du facteur de caractérisation POE 120
Équation 24. Formule de calcul simplifiée de l'indicateur d'impact calculé à partir de (n-k) flux 124
Équation 25. Formule de calcul simplifiée de l'indicateur d'impact calculé à partir de (n-k) flux et de facteurs médians de caractérisation 125
Équation 26. Formule de calcul d'un indicateur sur le cycle de vie complet d'un produit de construction 154
Équation 27. Formule de calcul du rapport R entre une donnée générique et une donnée EPD 162
Équation 28. Formule de calcul du coefficient de corrélation entre deux indicateurs x et y 183
Équation 29. Modèle de régression entre deux indicateurs environnementaux après transformation logarithmique 203
Équation 30. Formule de calcul de coefficient de détermination 203
Équation 31. Formule de calcul de l'indicateur d'impact à partir du MCCI 228
Équation 32. Modèle de régression linéaire multiple entre les flux d'inventaire et l'indicateur d'impact 228
Équation 33. Formule de calcul de la T-statistique 229
Équation 34. Règle de sélection des flux d'inventaire pour le MSCI 232
Équation 35. Formule de calcul de l'indicateur à partir du MSCI et des facteurs estimés C* 234
Équation 36. Formule de calcul de l'indicateur s'appuyant sur les facteurs de caractérisation estimés à partir du MSCI pour un bâtiment 235
Équation 37. Rapport entre l'indicateur estimé à partir du MSCI (C* robuste) et l'indicateur estimé à partir du MSCI (C exact) 235

Équation 38. Formule de calcul de l'indicateur ADP-NE estimé à partir du MSCI 239
Équation 39. Formule de calcul de l'indicateur PA estimé à partir du MSCI 244
Équation 40. Formule de calcul du flux d'inventaire de cycle de vie contextualisé 255
Équation 41. Formule de calcul de la quantité ϕ de gasoil consommée par un camion 257
Équation 42. Formule de calcul des taux de remplacement des produits de construction 260
Équation 43. Formule de calcul d'un indicateur environnemental sur le cycle de vie complet d'un bâtiment 260
Équation 44. Formule de calcul de l'indicateur ADP-NE estimé à partir du MSCI pour un bâtiment 280
Équation 45. Formule de calcul de l'indice de simplification pour l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques 288
Équation 46. Formule de calcul de l'indicateur PA pour un bâtiment à partir du MSCI 289

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1. Principe de la procédure informatique CLASI..... 316
Annexe 2. Procédure d'importation des données d'inventaire à partir de la base INIES-FDES 318
Annexe 3. Procédure d'importation des données d'inventaire à partir de la base Ecoinvent..... 320
Annexe 4. Catégories environnementales retenues dans la base SLCA à partir de la nomenclature minimale de la norme NF P01-010 321
Annexe 5. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources énergétiques..... 322
Annexe 6. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources non énergétiques configurations..... 322
Annexe 7. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources non énergétiques éléments 323
Annexe 8. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources non énergétiques complémentaires..... 324
Annexe 9. Nomenclature des flux entrants de consommation d'eau 324
Annexe 10. Nomenclature des flux entrants de consommations d'énergie et matières récupérées 325
Annexe 11. Nomenclature des flux sortants d'émissions dans l'air..... 325
Annexe 12. Nomenclature des flux sortants d'émissions dans l'eau 327
Annexe 13. Nomenclature des flux sortants d'émissions dans le sol..... 328
Annexe 14. Nomenclature des flux sortants de production de déchets valorisés..... 328
Annexe 15. Nomenclature des flux sortants de production de déchets éliminés..... 329
Annexe 16. Flux d'émissions dans l'air additionnels à la nomenclature de la norme NF P01-010.... 329
Annexe 17. Code couleur pour la classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent vers la base SLCA..... 330
Annexe 18. Détails concernant la catégorie « Air » de la base Ecoinvent..... 331
Annexe 19. Nombre de flux entrants/sortants classé pour chaque typologie de classification..... 332
Annexe 20. Nombre de flux entrants classé par catégorie de flux SLCA pour chaque typologie de classification..... 333
Annexe 21. Nombre de flux sortants classé par catégorie de flux SLCA pour chaque typologie de classification..... 334
Annexe 22. Hypothèses de classification des flux de consommation de ressources énergétiques..... 335
Annexe 23. Hypothèses de classification des flux de consommation de ressources non énergétiques336
Annexe 24. Coefficients de conversion entre flux de minerai et élément chimique 339
Annexe 25. Hypothèses de classification des flux de consommation d'eau 340
Annexe 26. Hypothèses de classification des flux de consommation d'énergie et matières récupérées 341
Annexe 27. Capture d'écran du rapport Ecoinvent sur les énergies récupérées lors de la fabrication du clinker..... 341
Annexe 28. Hypothèses de classification des flux d'émissions dans l'air 342
Annexe 29. Hypothèses de classification des flux d'émissions dans l'eau..... 347
Annexe 30. Hypothèses de classification des flux d'émissions dans le sol 351
Annexe 31. Hypothèses de classification des flux de déchets valorisés 352
Annexe 32. Hypothèses de classification des flux de déchets éliminés..... 353
Annexe 33. Hypothèses de classification des flux additionnels de la base SLCA par rapport à l'inventaire minimal de la norme NF P01-010..... 354
Annexe 34. Nombre total de données ACV intégrées à la base SLCA..... 355
Annexe 35. Classification des données ACV sur les matériaux et produits de construction dans SLCA 356
Annexe 36. Nomenclature des données ACV par type de matériau « petite maille »..... 356
Annexe 37. Nomenclature des données ACV par type de matériau « maille moyenne »..... 358
Annexe 38. Nomenclature des données ACV par type de matériau « grande maille »..... 358
Annexe 39. Classification des données ACV sur les procédés dans SLCA..... 359
Annexe 40. Nomenclature des métadonnées (I)..... 361
Annexe 41. Nomenclature des métadonnées (II) 363

Annexe 42. Nomenclature des métadonnées (III) 363
Annexe 43. Liste d'indicateurs de flux d'inventaire de cycle de vie de la base Ecoinvent version 2.0 365
Annexe 44. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP part énergétique 366
Annexe 45. Facteurs de caractérisation pour le calcul des indicateurs CED et PE 366
Annexe 46. Facteurs de caractérisation pour le calcul des indicateurs ADP et ADP-NE 367
Annexe 47. Hypothèses sur les taux d'extraction, réserves mondiales ultimes, base et économiques pour le calcul de l'indicateur ADP Elements 369
Annexe 48. Facteurs de caractérisation de l'indicateur ADP Elements pour les trois modèles de calcul 1, 1bis et 2 selon une hypothèse de réserves mondiales ultimes 370
Annexe 49. Facteur de caractérisation de l'indicateur ADP Elements pour les trois modèles de calcul 1, 1bis et 2 selon une hypothèse de réserves mondiales base 371
Annexe 50. Facteur de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP Elements pour les trois modèles de calcul (E/R^2), (E/R) et (1/R) selon une hypothèse de réserves mondiales économiques.. 372
Annexe 51. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP Elements pour le modèle de calcul (E) uniquement fonction du taux d'extraction des ressources 373
Annexe 52. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur CMR 374
Annexe 53. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur EAU 374
Annexe 54. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur GWP 375
Annexe 55. Facteur de caractérisation additionnel pour le flux de dioxyde de carbone fixé par la biomasse 375
Annexe 56. Facteurs de caractérisation additionnels pour les flux d'origine biomasse émis dans l'atmosphère 375
Annexe 57. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ACI 376
Annexe 58. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur POCP 376
Annexe 59. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur PA 377
Annexe 60. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur DALY 378
Annexe 61. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur HTP 379
Annexe 62. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur POE 380
Annexe 63. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur POE 381
Annexe 64. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur STO 382
Annexe 65. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur Dech 382
Annexe 66. Boxplots des contributions relatives de la phase d'utilisation par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p 383
Annexe 67. Nom des modules ACV de la base Ecoinvent utilisés pour la détermination des valeurs de référence par typologie de matériaux 383
Annexe 68. Valeurs de référence pour l'indicateur de consommation d'eau à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux 384
Annexe 69. Valeurs de référence pour l'indicateur d'épuisement de ressources à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux 385
Annexe 70. Exemple de documentation d'une fiche SLCA par typologie de matériaux 386
Annexe 71. Exemple de documentation d'une fiche SLCA par typologie de matériaux (résultats graphiques) 387
Annexe 72. Nomenclature des métadonnées (IV) 388
Annexe 73. Schéma de principe pour la réalisation d'une simulation ACV bâtiment sous BuildSLCA 389
Annexe 74. Données ACV de la base SLCA-m (Ecoinvent) utilisées pour les études de cas 390
Annexe 75. Données ACV de la base SLCA-p (FDES) utilisées pour les études de cas 391
Annexe 76. Valeurs des coefficients de corrélations des indicateurs avec les composantes principales pour le système d'indicateurs du bâtiment HDF 392
Annexe 77. Contribution relative du bore aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 393
Annexe 78. Contribution relative du cadmium aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 393

Annexe 79. Contribution relative du chrome aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 394
Annexe 80. Contribution relative du cuivre aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 394
Annexe 81. Contribution relative de l'étain aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 395
Annexe 82. Contribution relative du molybdène aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 395
Annexe 83. Contribution relative du plomb aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 396
Annexe 84. Contribution relative du soufre aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 396
Annexe 85. Contribution relative du zinc aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 397
Annexe 86. Contribution relative du nickel aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 397
Annexe 87. Contribution relative du fer aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 398
Annexe 88. Contribution relative du sulfate de baryum aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 398
Annexe 89. Contribution relative du titane aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 399
Annexe 90. Contribution relative de l'aluminium aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments 399

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACI : Acidification Potential

ACP : Analyse en Composantes Principales

ACV: Analyse de Cycle de Vie

AIMCC: Association des Industries de Matériaux de Construction

ADP: Abiotic Depletion Potential

ADP-Ele: Abiotic Depletion Potential Elements

ADP-NE : Abiotic Depletion Potential Non Energetic

AFNOR: Association Française de Normalisation

APME: Association of Plastics Manufacturers in Europe

ATILH: Association Technique des Industries des Liants Hydrauliques

BBC: Bâtiment Basse Consommation

BRE: Building Research Establishment

BuildSLCA: Simplified Building Life Cycle Assessment Tool

BUWAL: Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft

CED : Cumulative Energy Demand

CExD: Cumulative Exergy Demand

CEN: Centre Européen de Normalisation

CEP: Centre Energétique et Procédés

CERIB: Centre d'Etudes et de Recherche sur le Béton

CFC: Chlorofluocarbure

CITEPA: Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Pollution Atmosphérique

CLASI : Procédure de classification de flux élémentaires

CML : Instititute of Environmental Sciences

CMR : Consommation de matières récupérées

COV : Composés Organiques Volatils

CSTB: Centre Scientifique et Technique du Bâtiment

CTMNC: Centre Technique des Matériaux Naturels de Construction

DALY: Disability Adjusted Life Loss Years

DEAM: Data for Environmental Analysis and Management

DD : Déchets dangereux

DI : Déchets inertes

DND : Déchets non dangereux

DR : Déchets radioactifs

DVT : Durée de Vie Typique

EAA: European Aluminium Association

Ecoinvent: Swiss Centre for Life Cycle Inventories

EDIP: Environmental Design of Industrial Products

EIO-LCA: Economic Input-Output Life Cycle Assessment

ELCD: European Life Cycle Database

EPD: Environmental Product Declaration

ETHZ: Eidgenössische Technische Hochschule Zürich

USES-LCA: Uniform System for the Evaluation of Substances for Life Cycle Assessment

FDES : Fiche de Déclaration Environnementale et Sanitaire

GEMIS: Global Emission Model for Integrated Systems

GWP: Global Warming Potential

HFC: Hydrofluorocarbure

HCFC: Hydrochlorofluorocarbure

HTP: Human Toxicity Potential

ICPE : Installation Classé pour la Protection de l'Environnement

ICV : Inventaire de Cycle de Vie

ILCD: International Life Cycle Data System

INIES: Base de données de référence sur les caractéristiques environnementales et sanitaires des produits de construction

IPCC: Intergovernemental Panel on Climate Change

ISO: International Organization for Standardization

JRC: Joint Research Centre

LCA: Life Cycle Assessment

LCI: Life Cycle Inventory

MCCI : Modèle Complet de Caractérisation des Impacts

MDF : Medium Density Fiber

MSCI : Modèle Simplifié de Caractérisation des Impacts

NREL: National Renewable Energy Laboratory

ODP: Ozone layer Depletion Potential

OTUA : Office Technique pour l'Utilisation de l'Acier

PA : Pollution de l'air

PCI: Pouvoir Calorifique Inférieur

PCR : Product Category Rules

PCS: Pouvoir Calorifique Supérieur

PDF : Potential Disappear Fraction of Species

PE: Energie Primaire Totale

PE-Re: Energie Primaire Totale Renouvelable

PE-NRe: Energie Primaire Totale Non Renouvelable

POCP : Photochemical Ozone Formation Potential

POE : Pollution de l'eau

PVC : Polychlorure de vinyle

RC : Resource Consumption

REACH: Enregistrement, Evaluation, Autorisation et Restriction des Produits Chimiques

SETAC: Society of Environmental Toxicology and Chemistry

SHAB : Surface Hors d'œuvre Brute

SHON : Surface Hors d'œuvre Nette

SIA: Société Suisse des Ingénieurs et Architectes

SIE : Système d'indicateurs environnementaux

SLCA-Stats : Outil d'analyse de données utilisant la base de données SLCA

SNARC : Méthode pour l'évaluation de l'écologie dans les projets d'architecture

SNBPE : Syndicat National pour le Béton Prêt à l'Emploi

SLCA: Simplified Life Cycle Assessment

STO: Déchets mis en stock

TMR : Total Mass Requirement

UF : Unité fonctionnelle

UNICEM: Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de Construction

UPR: Unit Process Raw Data

VC: Volume critique

VTT: Technical Research Centre of Finland

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Il apparaît à l'heure actuelle que le secteur du bâtiment entraîne d'importants impacts environnementaux. En effet, il représente à lui seul plus de 40 % de la consommation d'énergie primaire française (CITEPA, 2009). Lors de la phase de construction, il entraîne une consommation très élevée de ressources (granulats, ciment, métaux) ; il produit d'importantes quantités de déchets inertes mais également de polluants (émissions de dioxyde de carbone, de particules fines et de composés organiques volatils). Selon l'Institut Français de l'Environnement, la production de granulats en France pour l'année 2008 s'est élevée à 408 millions de tonnes. La production de ciment française est, quant à elle, estimée à 18300 milliers de tonnes. A l'échelle des bâtiments, la part d'énergie primaire consommée pour la mise à disposition d'un bâtiment est aujourd'hui équivalente à l'énergie primaire de fonctionnement (chauffage, ventilation, climatisation) pour une durée d'analyse environnementale de 50 ans. De même, l'émission de dioxyde de carbone du secteur « résidentiel / tertiaire » a atteint plus de 90 millions de tonnes en 2006. C'est ce qui justifie que, de plus en plus d'acteurs de la construction souhaitent désormais intégrer des critères environnementaux dans leur démarche de conception ou de réhabilitation de bâtiments.

Pour évaluer correctement ces différents impacts environnementaux induits par le secteur de la construction, des outils d'évaluation sont nécessaires. Ils s'appuient sur un ensemble de connaissances relatives à l'Ecologie Industrielle (Ayres et *al*, 2002). Parmi ces méthodes, l'analyse de cycle de vie s'est imposée depuis plusieurs années comme une approche analytique intéressante pour évaluer les impacts environnementaux d'un produit. Originellement centrée sur les matériaux et produits de construction, cette approche a été étendue à l'échelle du bâtiment entraînant l'apparition de nombreux outils d'évaluation. Elle se décompose en quatre étapes normalisées commençant par la définition des objectifs et du champ de l'étude, puis le calcul de l'inventaire des consommations de ressources et des émissions de polluants, l'évaluation des impacts et enfin la phase d'interprétation (Russell et *al*, 2005). Depuis les premières phases de son développement, l'approche ACV a donc continué d'être améliorée. Les bases de données d'inventaire de cycle de vie qui regroupent les caractéristiques environnementales de produits, biens et services, documentent un nombre de substances (consommées ou émises dans l'environnement) de plus en plus élevées. Par exemple, elles permettent d'inventorier plusieurs centaines de flux de substances associés notamment à la fabrication des matériaux constitutifs des bâtiments (Finnveden et *al*, 2009). En dehors de ces bases de données d'inventaire de cycle de vie, des méthodes d'évaluation des impacts ont également vu le jour. Elles permettent de caractériser différents impacts environnementaux comme le réchauffement climatique global, la consommation d'énergie primaire ou encore la toxicité humaine. Cette étape de caractérisation des impacts repose sur des modèles complexes de dispersion et de devenir des substances comme dans le cas de l'indicateur d'impact sur la toxicité humaine (modèle USES)

Ces analyses de cycle de vie, à l'échelle des produits de construction, peuvent être réalisées depuis l'extraction des matières premières jusqu'à la phase de fin de vie et la possible réutilisation, recyclage ou mise en décharge. Cette approche permet notamment d'éviter le transfert de pollution d'une phase à une autre. Par exemple, le choix d'un matériau en phase de conception peut être préféré à un autre si ce dernier pose actuellement des problèmes lors de la démolition des bâtiments (filière de recyclage inexistante, émissions élevées de polluants lors du traitement en fin de vie). De nombreux industriels français du secteur de la construction ont, depuis peu, commencé à réaliser des analyses de cycle de vie de leurs produits destinées à quantifier les consommations de ressources, émissions de polluants et productions de déchets. Ces ACV, à l'échelle de produits de construction, correspondent en France

aux fiches de déclarations environnementales et sanitaires (FDES). Elles permettent d'évaluer les caractéristiques environnementales de différentes filières de produits de construction comme la filière terre cuite, béton ou bois. Ces développements récents sont l'application industrielle d'importants travaux scientifiques encadrés notamment par la « Society of Environmental Toxicology and Chemistry » (SETAC) et plus récemment, par le réseau « International Life Cycle Data System » (ILCD). Leurs objectifs est de développer les bases scientifiques de la méthodologie, tout en veillant à son utilisation par les praticiens de l'ACV (intérêt des bases de données publiques par exemple).

A l'échelle des bâtiments, de nombreux outils d'évaluation se sont développés. Ils permettent entre autres d'utiliser les données ACV fournies par les industriels à l'échelle des produits de construction. Ils s'appuient sur les développements amont concernant les bases de données ACV et la définition de principes méthodologiques généraux. Quatre caractéristiques définissent tout modèle d'ACV bâtiment : la définition des frontières du système en fonction des objectifs de l'étude, la phase de calcul de l'inventaire de cycle de vie des contributeurs, la phase d'évaluation des impacts et enfin la présentation des résultats et la phase d'interprétation (normalisation des impacts, analyses de sensibilité, communication à une tierce partie). Près d'une quinzaine d'outils pour l'ACV des bâtiments existent à l'échelle internationale. Des synthèses bibliographiques récentes permettent de dresser un état de l'art complet sur ces outils (Peuportier et *al*, 2008). Des projets de recherches ont également été lancés depuis une dizaine d'années pour faire progresser la démarche et notamment faciliter l'utilisation de ces outils par les acteurs de la construction. Citons, par exemple, les projets déjà réalisés comme l'Annexe 31 de l'Agence Internationale de l'Energie, le projet PRESCO et les projets en cours à l'échelle européenne comme ENSLIC-Building ou LoRe-LCA. Les dénominateurs communs de ces initiatives ont consisté d'une part à adapter la méthodologie ACV pour le secteur du bâtiment, mais également à diffuser les outils ACV dans la pratique opérationnelle (maître d'ouvrage, bureaux d'architectes et d'ingénieurs, industriels, entreprises de construction etc.).

À ce jour, deux limites récurrentes peuvent expliquer une utilisation encore relativement limitée de ces outils dans la pratique :

- D'une part, le manque d'harmonisation sur les choix méthodologiques parmi les bases de données ACV qui alimentent ces outils d'aide à la décision environnementale pour le secteur du bâtiment. Cette limite est particulièrement vraie pour le contexte français.
- D'autre part, le manque d'approches simplifiées ayant appréhendé la globalité du modèle ACV.

La conséquence directe de la première limite fait qu'il n'existe pas à ce jour de base de données ACV unifiée en France pour l'ACV des bâtiments. Chaque outil utilise sa propre base de données qui peut utiliser des données génériques ou des données d'industriels du bâtiment (FDES). En outre, certains outils et bases de données ACV proposent des modalités de simplification qui n'ont pas toujours été validées. Ces limites montrent le besoin de recherche sur ces thématiques. Ces travaux contribueront, à terme, à l'amélioration de la fiabilité des outils pour l'ACV des bâtiments. Ils permettront également de progresser vers le développement de modèles simplifiés plus facilement manipulables par les acteurs de la construction.

Pour cela, une démarche de recherche est proposée, dans cette thèse, pour fournir des éléments de réponses à ces problématiques opérationnelles. Dans ce travail, le champ de l'étude sera limité à la

part induite par les matériaux et produits de construction dans le bilan environnemental global d'un bâtiment. Les objectifs de ces travaux sont donc de contribuer à deux axes de recherche :

- l'étude de la simplification du modèle pour l'ACV des bâtiments,
- la comparaison des données ACV existantes sur les matériaux en France (données génériques et spécifiques aux industriels du bâtiment),

Le premier objectif va nécessiter, dans un premier temps, de réfléchir à ce qu'est un modèle simplifié pour l'ACV des bâtiments. Que doit-il prendre en compte ? Comment y parvenir et à partir de quel point de départ travailler (utilisation de données ACV à l'échelle de l'inventaire de cycle de vie ou à l'échelle des indicateurs d'impact) ? Le deuxième objectif conduira à analyser en détail des données ACV utilisées en France. Le format de données et les hypothèses de calcul différentes amèneront à élaborer des méthodes d'homogénéisation. Quelles implications ont-elles sur le processus décisionnel ? Le prochain chapitre présente une synthèse bibliographique des impacts environnementaux du secteur de la construction et de la méthode d'analyse de cycle de vie appliquée au bâtiment.

CHAPITRE 1

ÉTAT DES CONNAISSANCES

1.1. Les impacts environnementaux du secteur de la construction

Les impacts environnementaux du secteur de la construction sont, tout d'abord, liés aux prélèvements de ressources naturelles nécessaires à la construction de bâtiments. Comme le représente, de manière imagée, la figure 1 (partie de gauche), le procédé de fabrication d'un bâtiment, par analogie avec un procédé industriel, nécessite au départ une extraction de matières premières dans l'environnement. Ces consommations de matières premières se sont notamment accélérées au cours du XX^{ème} siècle avec la pression démographique ; la plupart des infrastructures bâties ayant été construites pour contribuer au développement de nos sociétés.

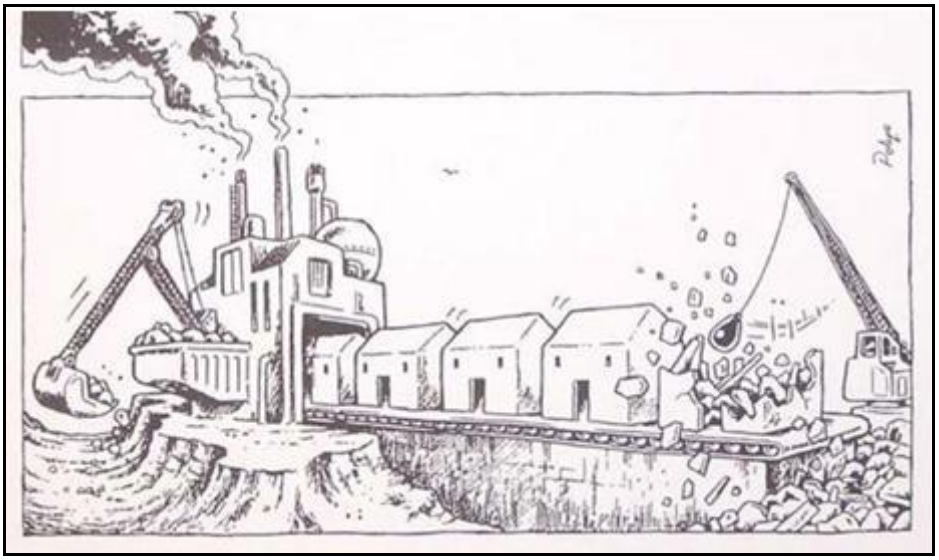


Figure 1. Représentation du cycle de vie d'un bâtiment tiré de Woolley et *al* (2000)

Ainsi, la production de granulats en France atteint annuellement quelques 447 millions de tonnes (roches meubles et massives). Ce volume représente l'équivalent de 6 tonnes par habitant en 2006 (figure 2). Selon l'Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de Construction (UNICEM), le besoin en granulats serait de l'ordre de 100 à 300 tonnes pour un logement individuel, tandis qu'il atteint 20000 à 40000 tonnes pour un bâtiment tertiaire (hôpital, lycée). Enfin, une petite partie de ces granulats provient actuellement du recyclage, à hauteur de 20 millions de tonnes comme le montre la figure 2. L'UNICEM précise que les besoins en matières premières vont notamment rester conséquents au cours des dix prochaines années (UNICEM, 2008).

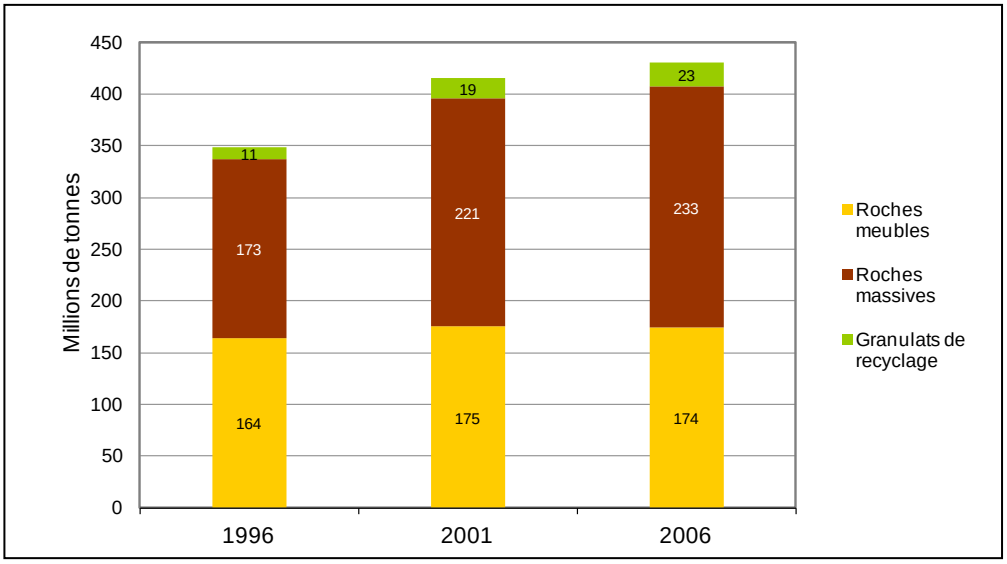


Figure 2. Évolution de la production française de granulats neufs et recyclés entre 1996 et 2006 (IFEN, 2010)

Cependant, les granulats ne sont pas les seules ressources naturelles consommées pour mettre à disposition les infrastructures bâties. Le besoin en matières premières fait également appel à d'autres ressources telles que les métaux, les plastiques et autres polymères : plastiques ou biomasse (bois massif et dérivés du bois notamment). L'extraction de ces ressources naturelles nécessaires à la fabrication des matériaux et à la mise à disposition des bâtiments est actuellement responsable de l'émission d'importants polluants comme le dioxyde de carbone (gaz à effet de serre), le dioxyde de soufre (substance acidifiante) ou encore les dioxines (substances fortement toxiques principalement émises lors de l'incinération de certains matériaux comme le PVC). A titre d'illustration, la figure 3 présente la répartition des principaux polluants émis dans l'air par le secteur de la construction.

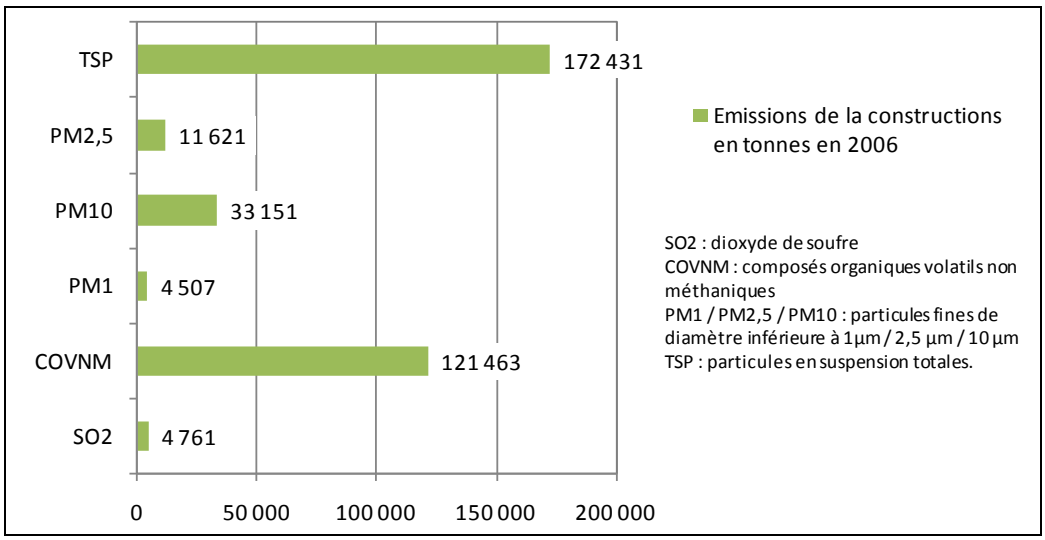


Figure 3. Répartitions des principaux polluants émis dans l'air par le secteur de la construction (IFEN, 2010)

Ces polluants représentent une part variable des émissions nationales tous secteurs confondus allant de 1 % pour le dioxyde de soufre à 15 % pour les TSP. Le secteur de la construction (bâtiments et infrastructures) induit aussi des émissions inventoriées dans les autres catégories des tables d'émissions nationales (en France, voir celles du CITEPA). Par exemple, le secteur « industrie / manufacture » regroupe des fabricants de matériaux de construction qui viennent augmenter la contribution de ce secteur aux problèmes environnementaux. Par exemple, la majorité des bétons de construction est composée d'une quantité variable de clinker. Le processus naturel de fabrication du clinker appelé calcination est responsable d'importantes émissions de dioxyde de carbone (CO_2) contribuant au réchauffement climatique global (Hendriks, 2000). Le secteur de la construction est donc, à ce jour, un des plus importants consommateurs d'énergie, de ressources naturelles, d'eau et reste un secteur qui contribue à la pollution atmosphérique (Horvath, 2004).

Une fois construits, les bâtiments sont généralement en place pour plusieurs dizaines d'années. Ils constituent alors un gisement important de matières premières et continuent d'émettre des émissions de polluants liés à leur fonctionnement (procédés de chauffage, d'éclairage, de ventilation, etc.). Toutefois, la figure 4 montre que les impacts environnementaux (et notamment la consommation d'énergie primaire), liés à la phase d'utilisation des bâtiments, ont été considérablement diminués ces dernières années. Cette diminution s'explique par une isolation renforcée dans les nouvelles constructions, les règlementations thermiques étant, au fur et à mesure, de plus en plus exigeantes (MEEDDM, 2010).

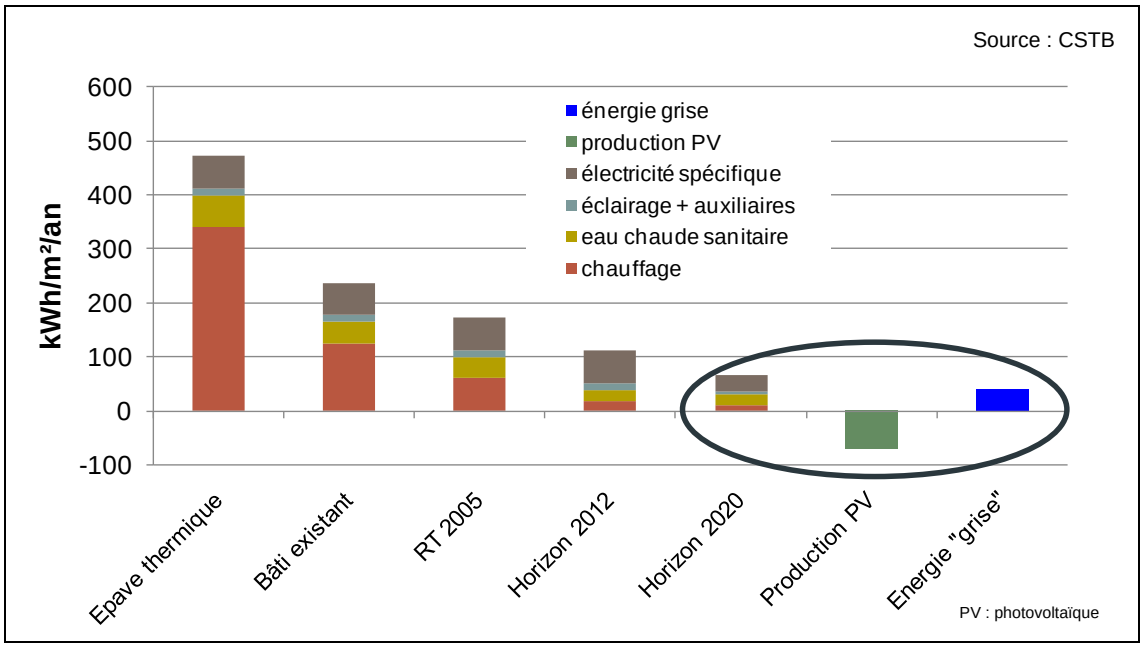


Figure 4. Ordres de grandeurs des consommations d'énergie primaire pour un bâtiment de logements

Par conséquent, la consommation d'énergie des bâtiments sur les postes règlementaires (chauffage, eau chaude sanitaire, éclairage, auxiliaires) devrait être compensée, à l'horizon 2020, par la production locale d'énergie (panneaux solaires photovoltaïques). Dans ce nouveau bilan environnemental des bâtiments, le contributeur « énergie grise » n'est plus négligeable. L'énergie « grise » correspond à la

dépense énergétique nécessaire à la fabrication, au remplacement et au traitement (en fin de vie) des matériaux de construction mis en œuvre dans un bâtiment. Dans ce nouveau contexte, l'étude du cycle de vie complet (tel que schématisé à la figure 1) se justifie pour correctement évaluer l'impact environnemental global des bâtiments.

Arrivés en fin de vie, les bâtiments sont ensuite responsables d'une production de déchets très importante pour la plupart inertes et non dangereux. Ces déchets posent alors des problèmes d'élimination. Des centres de stockages ou d'enfouissement sont généralement nécessaires pour absorber la quantité produite annuellement. Cette approche dite « end of pipe » entraîne des volumes de déchets considérables et pose des problèmes en matière d'impacts environnementaux : usage du sol, émissions dans l'eau et dans le sol (Rouvreau et *al*, 2010). Afin de progresser vers une approche dite « circulaire » où l'impact des activités humaines sur l'environnement est régulé, une des solutions consiste à réutiliser ce gisement de déchets. Pour cela, des filières de recyclage doivent être développées. Des voies de valorisation ont déjà commencé à se développer par certaines filières de matériaux. Par exemple, des plateformes de recyclage pour la filière acier existent depuis plusieurs années. Le taux de recyclage moyen d'aciers de construction avoisine à ce jour les 90 % lors de la démolition des bâtiments (WorldSteel, 2008). En revanche, pour d'autres types de matériaux comme les plastiques, les taux de collectes sont beaucoup plus faibles et ces filières de matériaux n'ont pas encore de plate-forme de recyclage pérenne (ADEME, 2009).

Le contexte législatif est également en évolution. Par exemple, à l'échelle européenne, la directive REACH permet, depuis peu, de contrôler l'enregistrement, l'évaluation, l'autorisation et les restrictions éventuelles de substances chimiques (Parlement Européen, 2008). Elle est entrée en vigueur en juin 2007. Cette directive améliore notamment l'ancien cadre règlementaire de l'Union Européenne (UE) sur les produits chimiques. Le secteur de la construction, souvent mis en ligne de mire en termes d'impact environnemental, doit alors faire évoluer ses pratiques. Les procédés de fabrication des matériaux sont, ainsi, en cours d'évolution pour tenir compte de ces nouvelles pressions tant législatives que sociétales, cristallisées par la notion de développement durable (Jollivet, 2001).

Reprenons l'exemple du béton de ciment. Traditionnellement formulés exclusivement à partir de ciment Portland au clinker, de plus en plus de bétons de construction dits alternatifs incorporent dorénavant différentes matières récupérées des autres secteurs industriels (recyclage). Le laitier de haut fourneau et les cendres volantes sont notamment deux exemples de ces additions minérales les plus utilisées. Le tableau 1 présente la teneur en clinker de quelques ciments couramment utilisés dans le secteur de la construction et les émissions de CO_2 correspondantes à une tonne de ciment. Ce tableau montre que ces ciments alternatifs entraînent des émissions de CO_2 moindre, par tonne fabriquée. En revanche, certaines études montrent aussi que les déchets recyclés peuvent comporter des risques pour la santé (Carpenter et *al*, 2007). L'évaluation environnementale ne peut donc rester monocritère, c'est-à-dire limitée aux seuls aspects énergétiques ou d'émissions de gaz à effet de serre.

Tableau 1. Émissions de CO_2 des ciments gris utilisés dans le secteur de la construction en France

Ciments utilisés dans la construction	Type de ciment (abréviations)	Teneur en clinker (%) **	Emissions de CO_2 par tonne*
Ciment Portland	CEM I	95-100	852.8
Ciment Portland composé au calcaire	CEM II/A-L	80-94	747.2
Ciment Portland au laitier	CEM II/A-S	?	741.2
Ciment Portland aux cendres volantes	CEM II/A-V	80-94	743.7
Ciment de haut-fourneau	CEM III/A	35-64	453.8
Ciment composé	CEM V/A-(S, V)	40-64	494.4

** Référence : données ICV de l'Association Technique de l'Industrie des Liants hydrauliques (ATILH, 2010)*
*** Selon la norme NF EN 197-1 (AFNOR, 2001)*

Finalement, les impacts environnementaux sont aujourd'hui une source d'innovations pour les acteurs de la construction qui cherchent à améliorer tant leurs procédés de fabrication que leurs pratiques constructives. La maîtrise de ces impacts environnementaux nécessite alors l'utilisation d'outils d'évaluation appropriés permettant de quantifier ces différents impacts.

1.2. Méthodes pour l'évaluation environnementale des constructions

Différentes méthodes d'évaluation environnementale ont été développées au cours des dernières années. Elles sont basées, pour la plupart, sur des contributions théoriques à l'Écologie Industrielle. Cette discipline correspond à une science pluridisciplinaire visant à optimiser l'utilisation d'énergie, de ressources et de capital au sein d'un système technique (ou technosphère) par la minimisation de ses impacts environnementaux. Le système technique peut être assimilé à un système vivant qui interagit avec les systèmes naturels. Ces différents systèmes sont reliés entre eux par des flux qui peuvent être des flux de matières, d'énergie ou des flux économiques. Par exemple, les flux de déchets générés au sein d'un système technique (industries, bâtiments...), sont en interaction avec le système naturel. Cette approche est à ce jour décrite dans plusieurs ouvrages de références comme par exemple le « Handbook of Industrial Ecology » (Ayres et *al*, 2002). L'Écologie Industrielle permet de fournir des outils d'aide à la décision à destination, par exemple, des acteurs de la construction. Ces mêmes acteurs cherchent quant à eux à minimiser les impacts environnementaux associés à la conception (rôle de l'architecte), à la construction (rôle de l'entreprise de bâtiment), au fonctionnement et à la fin de vie des bâtiments. Cette science est donc à la base du processus de maîtrise des impacts environnementaux.

Il existe plusieurs méthodologies reliées à l'Ecologie Industrielle. Les Analyses de Flux de Matières (AFM), décrites par exemple dans l'ouvrage de Brunner et Rechberger (2004), visent uniquement la réalisation d'un bilan de flux. En parallèle, il existe des approches comme l'Empreinte Ecologique (Wackernagel et Rees, 1996) ou plus récemment le bilan carbone (ADEME, 2007). Toutefois, la principale limite de ces deux dernières approches est de rester monocritère. Or comme il a été montré dans la partie précédente, les impacts environnementaux ne peuvent se résumer à une seule dimension au risque d'entraîner un transfert de pollution. Par exemple, les bétons alternatifs entraînent une

réduction d'émission de dioxyde de carbone mais peuvent avoir, à l'inverse, des impacts environnementaux plus élevés sur d'autres aspects (toxicité par exemple). De même, la production d'électricité française est certes à faible contenue en émissions de dioxyde de carbone, mais reste actuellement responsable de l'émission de radioéléments (IEA, 1998).

En dehors de ces méthodes, il existe l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) d'un produit, bien ou service (Guinée, 2001). Cette méthode analytique et multicritères est destinée à évaluer la performance environnementale d'un système de produits sur la base d'une même fonction. Pour cela, le concept d'unité fonctionnelle est introduit notamment pour comparer différents produits d'un point de vue environnemental. L'ACV est une méthode de management environnemental utilisée depuis de nombreuses années. Elle a bénéficié à la fois de travaux théoriques (Heijungs et Suh, 2002) et d'applications destinées aux acteurs des différents secteurs économiques (IFPEB, 2010). Ces acteurs sont, en effet, de plus en plus soumis à des contraintes législatives et règlementaires. Dans ce contexte, l'approche ACV est actuellement considérée comme une approche holistique intéressante pour, dans un premier temps, analyser puis finalement contribuer à la diminution des impacts environnementaux d'un système (démarche d'éco-conception).

Dans ce mémoire, l'approche ACV servira de base aux travaux. La prochaine partie présente donc plus en détails cette approche d'analyse environnementale. Les principes de modélisation sont dans un premier temps rappelés.

1.3. Principes de la méthode d'analyse de cycle de vie (ACV)

1.3.1. Cadre méthodologique

L'analyse de cycle de vie fait partie du groupe de méthodes d'analyse environnementale d'un système. Elle démarre par la définition des objectifs et du champ de l'étude (voir figure 5). Puis, la modélisation du système est entreprise. Elle se poursuit par une étape de collecte des données qui aboutit au calcul d'un inventaire regroupant les différents flux de ressources consommées, d'émissions de substances générées et de production de déchets. La dernière étape concerne l'évaluation des impacts environnementaux. Elle nécessite le regroupement des flux de l'inventaire au sein de catégories d'impacts puis, chaque flux est pondéré à l'aide de facteurs de caractérisation. Plusieurs indicateurs d'impacts peuvent ensuite être calculés comme le réchauffement climatique global, l'épuisement de ressources, la toxicité humaine ou l'écotoxicité (ISO, 2006a ; ISO, 2006b). À chaque étape de la modélisation d'un système par analyse de cycle de vie, la phase d'interprétation reste fondamentale. Elle peut, en effet, entraîner la redéfinition des objectifs de l'étude. Par nature, la réalisation d'une ACV est donc itérative.

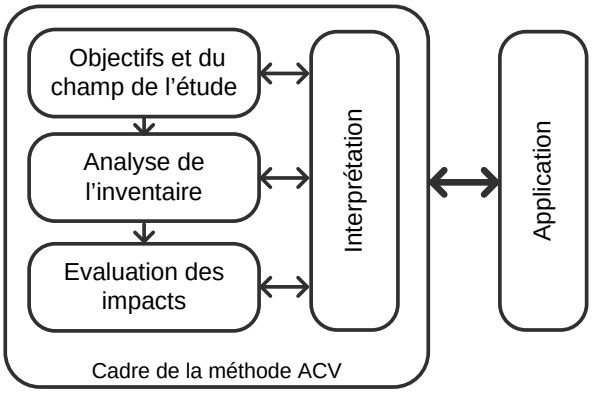


Figure 5. Cadre méthodologique pour conduire une analyse de cycle de vie (ISO, 2006a)

Le principe de modélisation de l'approche ACV suit une démarche systémique. Le système défini est en relation avec d'une part le système économique et d'autre part le système environnemental (figure 6). L'accent est mis sur le relationnel plutôt que sur les objets. Par exemple, le modélisateur cherche à évaluer les flux de ressources qui entrent au sein d'un procédé de fabrication d'un matériau, mais pas forcément à connaître le fonctionnement de ce procédé (figure 7). Par ailleurs, il est fait l'hypothèse en ACV que toute consommation de ressources ou émission de polluants conduit à un impact.

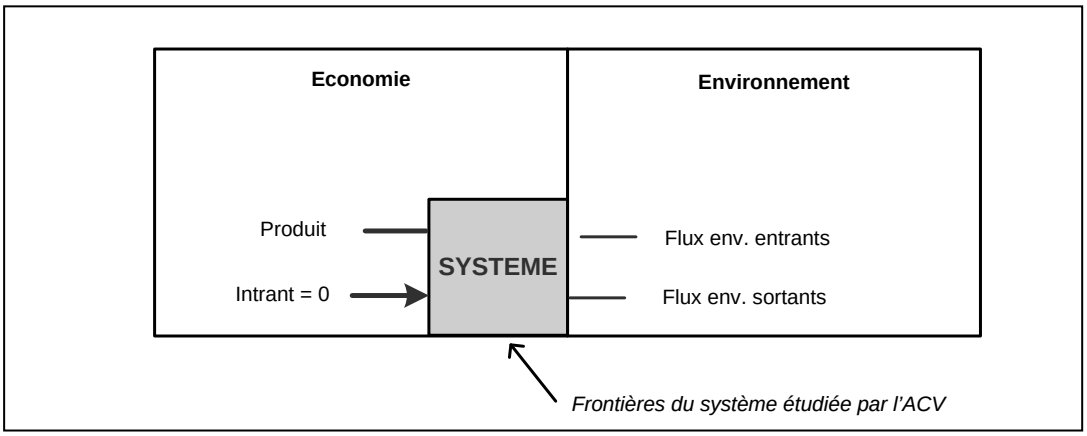


Figure 6. Principe de modélisation systémique appliquée à l'ACV adapté de Jolliet et *al* (2005)

En ACV, les relations qui lient les éléments d'un système sont ensuite systématiquement ramenées à une fonction qui définit le système. Le flux sortant (produit délivré) associé à l'unité fonctionnelle est généralement appelé le flux de référence. L'unité fonctionnelle permet de définir sur quelle base la performance environnementale d'un système de produits doit être évaluée. Par exemple, dans le cas d'une comparaison d'un mortier de ciment classique avec un mortier alternatif (incorporant des sous-produits industriels recyclés), il faut s'assurer que les deux matériaux sont comparés pour une même résistance (fonction mécanique). Il faut pour cela adapter la masse du mortier alternatif avec la résistance visée. De même, la fonction d'un produit de construction peut consister à assurer une isolation thermique de 0.01 K/W.m² au cours de la durée de vie du produit (fonction thermique).

La conduite d'une étude ACV nécessite ensuite de mettre en relation différents procédés reliés entre eux par des flux de matières et d'énergie. Par exemple, la fabrication d'un kilogramme de béton nécessite comme matières premières des granulats, du ciment, de l'eau mais également de l'électricité et des procédés énergétiques. De même, le ciment nécessite pour sa fabrication du clinker, des adjuvants éventuels, de l'électricité et de l'énergie pour faire fonctionner le procédé de fabrication. Des matières premières secondaires peuvent être également incorporées durant la fabrication des matériaux. Chaque procédé, représenté par un carré gris à la figure 7, prend alors en compte l'ensemble des consommations de ressources et d'émissions qui se produisent à l'intérieur des frontières du système. Par exemple, dans le cas du procédé de fabrication du ciment, c'est l'ensemble de la chaîne opératoire qui est intégrée.

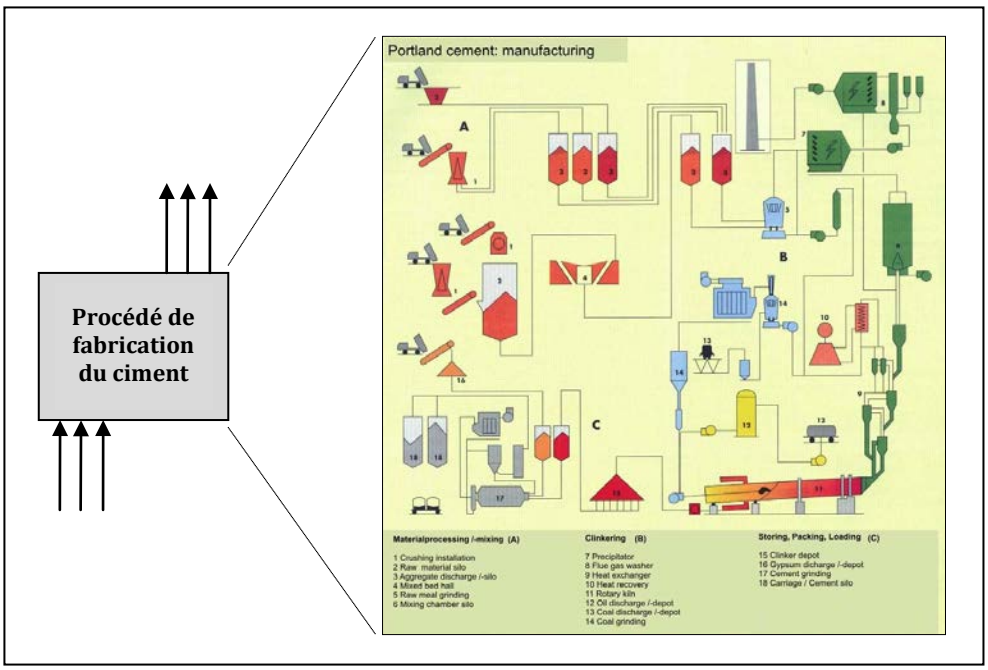


Figure 7. Procédés directs pris en compte pour l'analyse de cycle de vie du ciment, adapté de Kellenberger et *al* (2007)

Au fur et à mesure que les différents procédés unitaires sont mis en relation, ils forment un système de produits selon la norme ISO 14040 (ISO, 2006a). Ce système, étendu spatialement et temporellement, permet alors de prendre en compte l'ensemble de la chaîne de production (« supply chain »).

1.3.2. Méthodes de détermination des inventaires de cycle de vie

Différentes méthodes existent à ce jour pour déterminer un inventaire cumulé des émissions et des extractions pour un système de produits (matériau, produit de construction ou tout autre procédé d'énergie, de transport et de traitement des déchets par exemple). Dans la littérature, les inventaires de cycle de vie sont actuellement calculés suivant trois approches. Une majorité est basée sur une analyse de la chaîne des procédés (« process-based LCA »). Les autres inventaires sont issus de statistiques

nationales couplant les flux monétaires et environnementaux (« economic input/output LCA »), ou une combinaison (« hybrid LCA ») des deux approches (Green Design Institute, 2010). D'après Suh et *al* (2004), les inventaires suivant le format « economic input/ouput LCA » ne répondent pas aux mêmes besoins que les inventaires au format « process-based LCA ». Dans le premier cas, les données sont généralement agrégées à l'échelle des différents secteurs économiques (dont celui de la construction) et ne permettent pas de comparer des alternatives de produits ou de bâtiments. Or, un des intérêts de l'approche ACV est de pouvoir choisir la meilleure variante constructive d'un point de vue environnemental. Cet aspect est d'autant plus important que l'outil ACV a pour objectif d'être utilisé par les acteurs de la construction (architectes, bureaux d'études, décideurs publics). Par conséquent, dans la suite de cette partie, seule l'approche « process-based LCA », qui reste la plus utilisée en ACV est présentée. Des états de l'art complets fournissent des éléments de compréhension sur les autres approches (Suh et Huppes, 2005).

Le calcul de l'inventaire de cycle de vie est généralement considéré comme une étape immédiate dans les normes ISO 14040 et reste peu documenté dans ces documents normatifs. Cependant, des travaux théoriques sur la structure algorithmique de l'inventaire de cycle de vie montrent que cette étape peut être, en réalité, assez complexe (Heijungs et Suh, 2002). La question posée est donc la suivante: comment déterminer le vecteur de flux d'inventaire de cycle de vie cumulé pour un système de produit donné ? Il existe deux méthodes pour calculer les inventaires de cycle de vie des matériaux, produits et procédés en ACV. Il s'agit des méthodes par diagramme de procédé et matricielle.

1.3.2.1. Méthode par diagramme de procédé

L'inventaire de production permet de quantifier les différents flux de matière et d'énergie nécessaire pour la réalisation d'une certaine fonction, dans le système de produits à l'étude. Cet inventaire prend en compte, en général, les diverses consommations d'énergie (exprimées en kWh), les éventuels transports de matières premières jusqu'à l'usine de production du produit. Ces données correspondent à des flux intermédiaires c'est-à-dire des flux échangés entre les différents secteurs économiques. Cet inventaire peut correspondre à la fourniture d'un mégajoule d'électricité (procédé) ou d'un kilogramme de béton (matériau). Il convient de préciser, à ce niveau, que les données collectées en ACV peuvent être de natures variées. En effet, pour chaque flux de matières et d'énergie, différentes possibilités se présentent :

- le flux peut être estimé à partir de valeur de la littérature,
- le flux peut être collecté sur le site de production (valeur issue d'une mesure du site de production, d'un suivi régulier),
- le flux peut être estimé « à dire d'expert ».

Dans tous les cas, il convient de documenter autant que possible l'origine de chacune des données de l'inventaire de production afin d'améliorer la phase d'interprétation (JRC, 2010c). De même, au sein d'un procédé de fabrication, plusieurs produits peuvent être délivrés. La norme ISO 14044 définit des règles d'allocations des impacts entre le produit étudié (le flux de référence de l'unité fonctionnelle) et les autres co-produits de fabrication.

Dans un premier temps, l'allocation des impacts devrait être évitée en divisant le procédé unitaire en sous-procédés (ISO, 2006b). La deuxième possibilité est d'étendre les frontières du système en prenant en compte les fonctions des autres co-produits. La norme ISO 14044 prévoit ensuite de partager les impacts sur une base physique (par exemple la masse des différents produits) ou économique (ISO, 2006b). Chaque procédé unitaire, représenté par une boîte grisé sur la figure 8, peut avoir un problème d'allocation des impacts.

Suite à la détermination de cet inventaire de production, les différents entrants et sortants de production (synonyme de la technosphère) doivent être mis en relation avec des procédés primaires de production d'énergie ou de fabrication des matières premières. Par exemple, pour fabriquer du béton, une certaine quantité d'électricité, de fuel, de gravier, de clinker et éventuellement de sous-produits industriels sont nécessaires. L'inventaire de production peut alors s'exprimer sous la forme d'un vecteur noté *d*. Le principe de l'ACV consiste ensuite à remonter aux étapes d'extraction des ressources (figure 8).

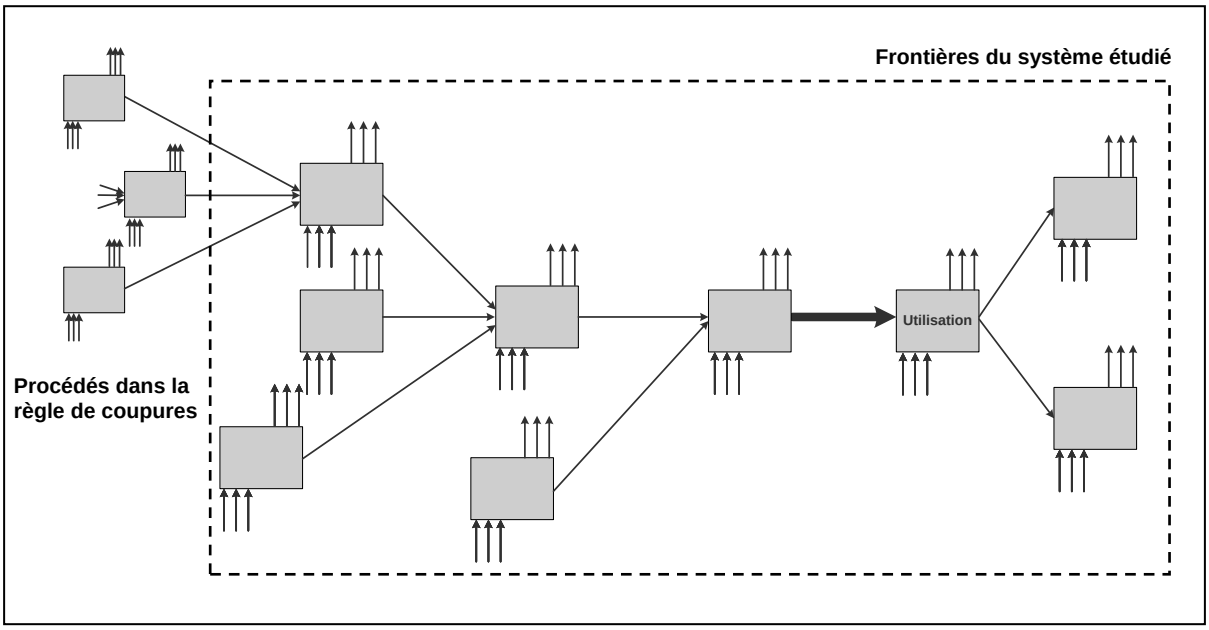


Figure 8. Arbre des procédés d'un système de produits délivrant une certaine unité fonctionnelle, adapté de Jolliet et *al* (2005)

Pour chaque flux intermédiaire, les données de l'inventaire de production doivent être remontées. Néanmoins, pour éviter le phénomène de « circularité » et ne pas complexifier la phase de collecte de données, des règles de coupures sont généralement utilisées. Elles peuvent être définies sur une base massique, énergétique ou de pertinence environnementale. Dans tous les cas, les procédés non pris en compte dans l'arbre des processus (par exemple les boîtes grisées à gauche des traits pointillés rouge sur la figure ci-dessus) doivent être documentés. Chaque flux intermédiaire est ensuite relié à un inventaire de cycle de vie comprenant uniquement des flux élémentaires. Les flux élémentaires correspondent à des matières premières puisées ou des émissions rejetées dans l'environnement sans transformation humaine (ISO, 2006). Les flux élémentaires remontés pour chaque procédé peuvent

alors être regroupés au sein d'une matrice des émissions et des extractions *E*. Le vecteur d'inventaire *F* se calcule en multipliant la matrice *E* par le vecteur *d*:

Équation 1. Vecteur d'inventaire cumulé des émissions et des extractions du système de produits à l'étude

$$F_p = E \cdot d$$

E : matrice des émissions et des extractions de flux élémentaires
d : vecteur de l'inventaire de production
F_p : vecteur de l'inventaire cumulé des émissions et des extractions du système de produits p

La méthode par diagramme de procédé est la plus courante parmi les praticiens de l'ACV. Elle est ainsi utilisée pour la détermination des inventaires de cycle de vie des déclarations environnementales sur les produits de construction. Chaque procédé fait appel à d'autres procédés, ce qui impose un calcul itératif pour déterminer la matrice des émissions et des extractions.

1.3.2.2. Méthode matricielle

Cette méthode de détermination de l'inventaire de cycle de vie s'applique surtout aux bases de données ACV multisectorielles. Elle est notamment intégrée à la base de données Ecoinvent (Frischknecht et *al*, 2007c). Le modèle fait intervenir un système économique dénommé technosphère et un système écologique dénommé écosphère (figure 9). Il s'agit de quantifier, pour une unité fonctionnelle donnée, les différents flux entrants et sortants au sein d'un système de produits. De manière analogue à la méthode précédente, l'unité fonctionnelle peut correspondre à la mise à disposition d'un kWh d'électricité, d'un kilogramme de béton ou d'un m^2 de fenêtre. Les travaux d'Heijungs et Suh (2002) ont permis d'appréhender l'ACV d'abord comme un problème de résolution algorithmique de l'inventaire cumulé des émissions et des extractions.

Un procédé, correspondant au plus petit élément d'un système de produits, est exprimé sous la forme d'un vecteur *p* regroupant les différents entrants et sortants au sein de ce procédé. Par exemple, un procédé de fourniture du kWh d'électricité nécessite la consommation d'un certain nombre de litres de fuel et entraîne l'émission de dioxyde de carbone et de dioxyde de soufre. L'objectif est de calculer le vecteur d'inventaire cumulé des différentes émissions et extractions pour un système de produits.

Ce modèle classique dit modèle CML se base sur une partition des flux. Il y a, d'un côté, les flux intermédiaires également appelés flux économiques au sens de Heijungs et de l'autre, les flux élémentaires également appelés flux environnementaux. En général, un nombre important de procédés composent le système de produits (4000 procédés dans le cas de la base Ecoinvent). Par exemple, pour fabriquer un kilogramme de béton, il faudra faire appel à un procédé de mise à disposition d'électricité, mais également utiliser un procédé de transport des matières premières. Ces mêmes matières premières font elles-mêmes appel à des procédés énergétiques pour leur fabrication etc. Chaque système de produit comporte donc autant de procédés unitaires interconnectés les uns aux autres qu'il y en a dans la base de données. Le système de produits forme alors non pas une arborescence (comment cela est le cas dans la méthode par diagramme de procédé), mais un réseau.

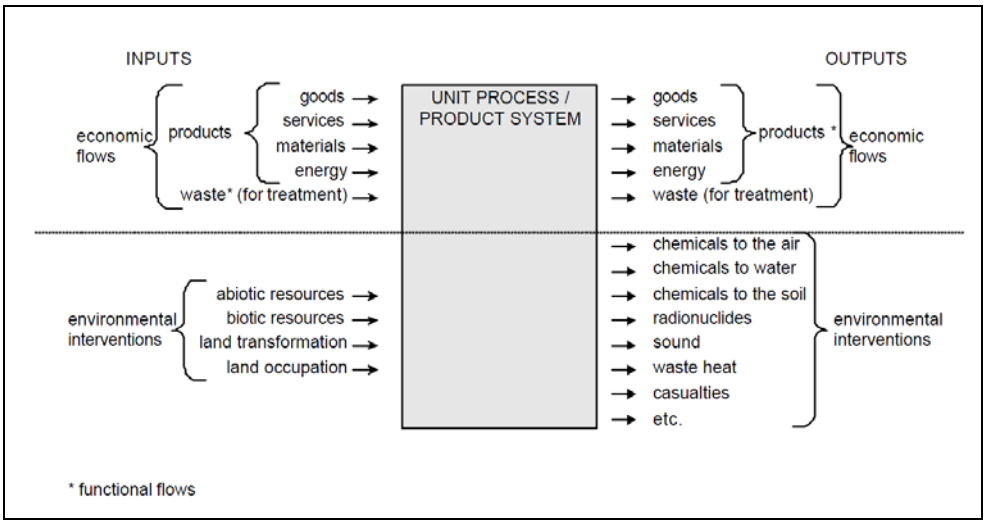


Figure 9. Entrants et sortants du système de produits selon le modèle CML (Guinée, 2001)

Chaque procédé pouvant être représenté sous la forme d'un vecteur de flux entrants (comptés négativement) et sortants (comptés positivement), une matrice des procédés peut alors être définie. En général, elle se divise en deux parties. La première partie correspondant aux flux échangés au sein de la technosphère. Par exemple, le kWh d'électricité, le kilogramme de béton, le litre de fuel correspondent à des flux économiques. Ces flux économiques correspondent le plus souvent à des flux de matières ou d'énergie. En revanche, les flux environnementaux utilisés ou émis pour la mise à disposition d'un kWh d'électricité ou d'un kilogramme de béton sont placés dans une matrice appelée matrice environnementale, puisqu'il s'agit de flux émis ou puisés dans l'écosphère. La matrice *P* d'un système de produits est alors introduite pour quantifier les flux entrants et sortants. Elle se divise entre une partie *A* correspondant aux flux économiques et une partie *B* correspondant aux flux environnementaux :

Équation 2. Matrice des procédés pris en compte dans le système de produits

$$P = \begin{pmatrix} A \\ B \end{pmatrix}$$

B : matrice environnementale des flux élémentaires pour les différents procédés unitaires
A : matrice économique des flux intermédiaires pour les différences procédés unitaires

La matrice *A* est définie comme la matrice technologique et la matrice *B* comme la matrice environnementale. Pour *q* procédés composant le système de produits et *r* flux environnementaux pris en compte dans la nomenclature de la base de données, il découle :

Équation 3. Matrice technologique et environnementale pris en compte dans le système de produits

$$A = \begin{pmatrix} a_{11} & \dots & a_{1q} \\ \dots & a_{ij} & \dots \\ a_{q1} & \dots & a_{qq} \end{pmatrix} \qquad B = \begin{pmatrix} b_{11} & \dots & b_{1q} \\ \dots & b_{kj} & \dots \\ b_{r1} & \dots & b_{rq} \end{pmatrix}$$

Le choix de classification d'un flux dans la matrice technologique ou environnementale n'est généralement pas guidé par les problèmes algorithmiques, mais plus lié à des choix arbitraires. Par exemple, la figure 9 montre que le modèle CML ne considère pas le flux de déchets comme un flux élémentaire. Seules les occupations et les transformations du sol relatives à la mise en décharge, sont inventoriées en tant que flux élémentaires (consommations de ressources). De même, les flux d'énergies et matières récupérées (flux intermédiaires issus de la technosphère) ne sont pas non plus inventoriés en tant que flux élémentaires. À l'inverse, certaines nomenclatures de flux d'inventaires affichent les déchets et les matières récupérées comme éléments de l'inventaire de cycle de vie (c'est le cas de certaines déclarations environnementales de produits). Les recommandations émises par la SETAC ou plus récemment par l'ILCD permettent d'orienter les praticiens vers des règles de bonnes pratiques, notamment sur la définition de nomenclature de flux environnementaux homogènes. L'objectif au niveau des bases de données d'inventaires de cycle de vie, est notamment d'éviter l'hétérogénéité des pratiques et d'améliorer la qualité des données. Cependant, dans la pratique, des différences de résultats d'impacts, liées à la méthode de calcul (diagramme de procédé ou matriciel) ou aux hypothèses (choix des flux élémentaires) peuvent se produire.

L'inventaire de cycle de vie cumulé des flux élémentaires entrants et sortants est ensuite déterminé par inversion matricielle sur l'ensemble du réseau de procédés unitaires de la base de données. Soit *F* ce vecteur, il découle :

Équation 4. Vecteur d'inventaire cumulé des émissions et des extractions déterminé par inversion matricielle pour un système de produits donné

$$F_p = E \cdot d = B \cdot (I - A)^{-1} \cdot d$$

E : matrice des émissions et des extractions de flux élémentaires
B : matrice environnementale des flux élémentaires pour les différents procédés unitaires
A : matrice économique des flux intermédiaires pour les différences procédés unitaires
I : matrice identité
d : vecteur d'inventaire de production
F_p : vecteur des flux environnementaux cumulés d'émissions et d'extractions pour le système de produits p

Les équations précédentes montrent que la méthode ACV se base, actuellement, sur des relations linéaires entre les différents procédés d'un système de produits. Cet aspect est d'ailleurs visible dans le formalisme matriciel utilisé pour décrire les méthodes de détermination de l'inventaire de cycle de vie.

1.3.3. Evaluation des impacts à partir des inventaires de cycle de vie

Finalement, la méthode ACV permet de déterminer les caractéristiques environnementales de différents systèmes de produits à l'aide de logiciels comme SimaPro (Pré Consultants, 2010), GaBi (PE, 2010) ou TEAM (Ecobilan, 2010b). Les données calculées dans ces logiciels généralistes sont ensuite stockées dans des bases de données ACV sous la forme soit d'un inventaire de cycle de vie soit d'un ensemble d'indicateurs d'impacts calculés à partir de ces inventaires (figure 10). Il existe à l'heure actuelle de nombreuses méthodes d'évaluation des impacts. Les indicateurs d'impacts peuvent décrire un problème environnemental (approche « mid-points ») ou évaluer le dommage causé sur un domaine de protection (santé humaine, environnement naturel et ressources naturelles). Ces différentes méthodes d'évaluation des impacts existantes sont décrites plus précisément au chapitre 4. Ces données de flux d'inventaire de cycle de vie ou d'indicateurs d'impacts (« mid-points » ou « end-points ») servent ensuite de données d'entrée des outils spécialisés pour faire l'ACV des bâtiments.

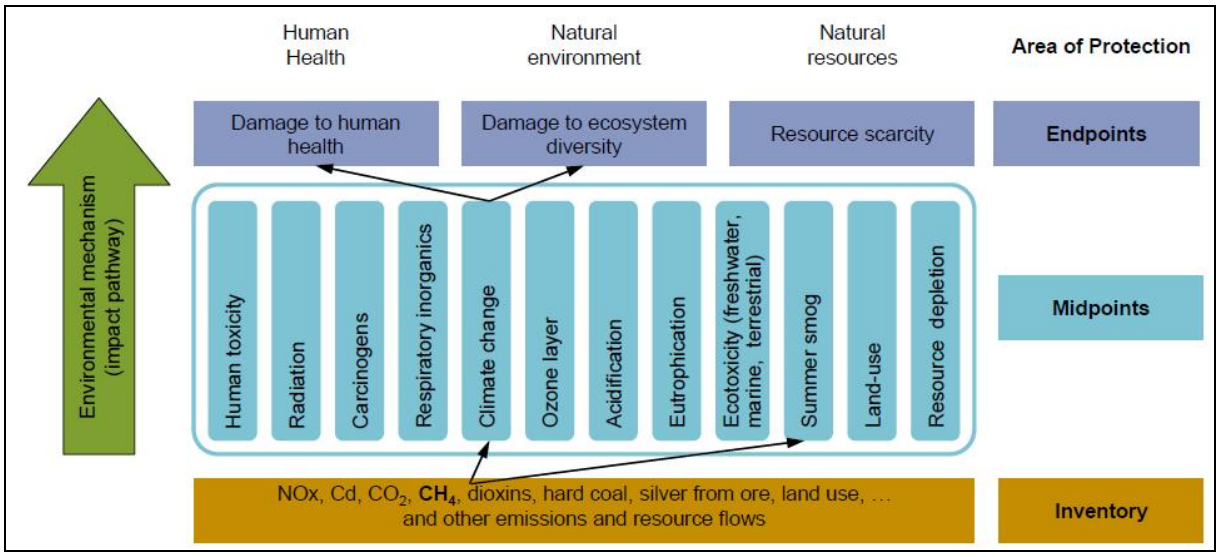


Figure 10. Représentation de la classification des flux du vecteur d'inventaire de cycle de vie dans les catégories d'impact « mid-points » et « end-points » (JRC, 2010d)

Selon les normes ISO 14040-44, il y a ensuite les étapes d'interprétation des résultats, de communication et de revue critique. La revue critique permet de s'assurer que l'étude ACV a été réalisée suivant les bonnes pratiques ACV. Elle est notamment obligatoire lorsqu'il est envisagé de présenter les résultats d'une ACV comparative au public.

1.4. État des connaissances en analyse de cycle de vie (ACV) de bâtiments

L'ACV d'un bâtiment nécessite de disposer au départ d'un nombre conséquent de données (flux ou indicateurs) pour modéliser correctement une étude de cas. Ces analyses ont été facilitées, ces dernières années, pour les non-experts à l'aide d'un grand nombre d'outils ACV spécifiques au bâtiment.

1.4.1. Caractéristiques des outils existants pour l'ACV des bâtiments

Un état de l'art détaillé de ces outils existants a été effectué en parallèle de ce travail, dans le cadre de projets de recherche français et européen (Peuportier et *al*, 2008). Seule une synthèse est présentée dans ce chapitre (tableau 2). Les outils étudiés concernaient notamment: Equer (Peuportier, 2008), Elodie (CSTB, 2010), Envest (BRE, 2010a), Legep (LEGEP, 2010), Eco-Quantum (IVAM, 2010a), Team Bâtiment (TEAM, 2010), Impact Estimator (Athena Institute, 2010), Bees (NIST, 2010), Ecoeffect (KTH, 2010), Ecosoft (IBO, 2010), Greencalc+ (Sureac, 2010). Il s'agit des outils principaux développés à l'échelle française et internationale. Nous précisons que les outils d'ACV généralistes (par exemple SimaPro) n'ont pas été inclus dans cette synthèse bibliographique car ils ne sont pas toujours adaptés à la pratique des ACV pour le secteur de la construction (utilisation par des non-experts notamment).

Les outils existants pour l'ACV des bâtiments s'appuient, à ce jour, sur différentes approches, reflétant parfois le contexte local d'un pays ou d'une région. Malgré ces différences, il est possible de définir trois dénominateurs communs à tout modèle d'ACV bâtiment (figure 11) : les données d'entrée environnementales (matériaux, produits, procédés), les hypothèses méthodologiques propres au logiciel, le nombre d'indicateurs environnementaux retenus pour l'aide à la décision et le type de présentation des résultats.

Les données d'entrée des outils sont généralement différentes (point n°1 sur la figure 11). Chaque outil utilise sa propre base de données ACV dans la mesure où les données environnementales sont fonction d'un contexte (géographique et technologique). Par exemple, l'outil canadien Impact Estimator utilise la base de données ATHENA qui est représentative des procédés de fabrication nord-américain. De même, l'outil hollandais ECO-QUANTUM utilise la base de données MRPI qui fournit des données représentatives des produits vendus sur le marché hollandais. En revanche, au sein d'une même zone géographique peuvent coexister plusieurs bases de données. C'est le cas notamment de la France. L'outil EQUER utilise la base suisse Ecoinvent tandis que l'outil ELODIE utilise les fiches de déclarations environnementales et sanitaires (FDES) de la base de données française INIES. D'autres outils pour l'ACV des bâtiments utilisent aussi les données de la base suisse Ecoinvent (LEGEP par exemple).

Les données environnementales entre ces outils ne sont, en général, pas comparables. Les indicateurs sont bien souvent différents pour une même catégorie d'impact (en dehors des indicateurs classiques tels que l'énergie ou le changement climatique). Par exemple, pour évaluer l'impact sur la santé humaine, l'outil ATHENA utilise un index de pollution de l'air, l'outil ELODIE utilise un indicateur de toxicité à l'aide de la méthode des volumes critiques, et l'outil EQUER qui utilise un indicateur de dommages sur la santé (DALY). À ce jour, les études de cas réalisées avec ces logiciels ne peuvent pas être comparées pour ces indicateurs.

Tableau 2. Logiciels pour l'ACV des bâtiments à l'échelle internationale

Logiciels disponibles pour l'ACV des bâtiments	Organisme responsable	Pays	Relié à la base de données ACV	Illustration / Site internet
BEES	National Institute for Standards and Technology	Etats-Unis	BEES Industry data	www.nist.gov/el/economics/BEESSoftware.cfm/
Eco-bat	HEIG-VD Laboratoire de physique du bâtiment	Suisse	Ecoinvent	www.eco-bat.ch
EcoEffect	KTH / University of Gävle	Suède	?	www.ecoeffect.se/
ECO-QUANTUM	IVAM	Pays-Bas	MRPI IVAM	www.ivam.uva.nl/index.php?id=91&L=1
Ecosoft	Institute für Baubiologie and Bauökologie	Autriche	?	www.ibo.at/en/ecosoft.htm
ENVEST	Building Research Establishment	Royaume-Uni	BRE Profiles	http://envestv2.bre.co.uk/
ELODIE	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB)	France	INIES	www.elodie-cstb.fr
EQUER	IZUBA / Ecole des Mines de Paris	France	Ecoinvent INIES	www.izuba.fr
GaBi for Building LCA	PE International	Allemagne	GaBi ELCD IBU	www.gabi-software.com/america/solutions/building-lca/
GreenCalc+	?	Pays-Bas	?	www.greencalc.com/
Impact Estimator	Athena Institute	Canada	Athena Database	http://calculatelca.com/software/impact-estimator/
LEGEP	WEKA GmbH	Allemagne	Ecoinvent Ökobau IBU	www.legep-software.de/
TEAM Bâtiment	Ecobilan	France	INIES DEAM	www.teambatiment.com/fr

Concernant les choix méthodologiques et notamment la définition des frontières de l'évaluation (point n°2 sur la figure 11) les outils actuels ne possèdent pas les mêmes hypothèses puisqu'ils ont été développés dans des objectifs différents. Par exemple, il existe des outils pour l'aide à la conception, l'aide à l'évaluation, l'aide à la réhabilitation ou encore l'aide aux choix des matériaux. Différents contributeurs rentrent dans le champ de l'évaluation environnementale d'un bâtiment : les impacts induits par les matériaux et produits de construction, la consommation d'énergie et d'eau pendant l'utilisation, le traitement des déchets ménagers et le transport des usagers notamment. Ces contributeurs ne sont pas exhaustifs. En fonction des objectifs de chacun des outils (tableau 2), ils peuvent être ou non pris en compte. À titre d'illustration, le transport des usagers peut ne pas être pris en compte, si l'objectif est de comparer deux bâtiments, tandis qu'il sera utile de le prendre en compte lors de la comparaison des potentialités de deux sites de construction. Pour permettre la convergence des frontières d'évaluation environnementale des bâtiments, les projets, en cours d'écriture, de normes européenne et française, définissent les contributeurs et phases obligatoires à prendre en compte lors de l'évaluation de celles qui sont optionnelles, c'est-à-dire restant fonction de l'objectif de l'étude (CEN, 2010a).

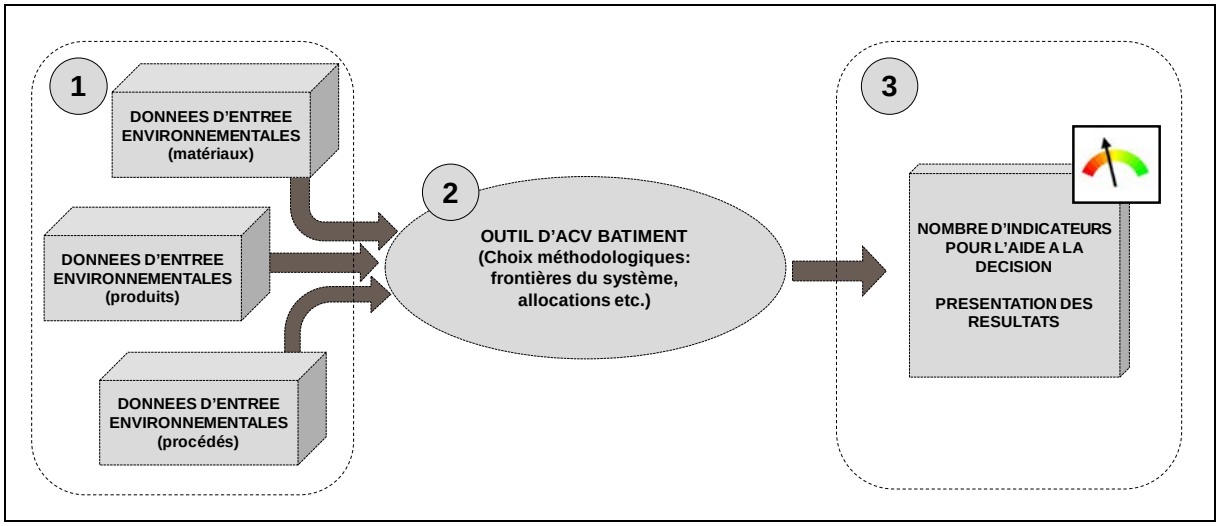


Figure 11. Caractéristiques principales d'un modèle pour l'ACV des bâtiments

D'un point de vue de la présentation des résultats (point n°3 sur la figure 11), en moyenne, chaque outil utilise entre 8 et 16 indicateurs dans son modèle d'évaluation (Lasvaux et *al*, 2010). L'intérêt de l'ACV, c'est-à-dire son approche « holistique » évitant le transfert de pollution est, à ce niveau, souvent une limite. Le profil complet peut, en effet, être difficile à interpréter. Par conséquent, certains outils comme Envest traduisent les différents indicateurs environnementaux sous forme d'un écopoint. De même, EQUER présente les résultats sous la forme d'indicateurs normalisés correspondant par exemple à une année équivalent-habitant français ou européen. Cette normalisation a ainsi pour avantage de mettre en relief l'importance relative des différents indicateurs servant à l'évaluation du bâtiment.

1.4.2. Projets de recherche et de normalisation sur l'ACV des bâtiments

Différents projets de recherche européens ont été conduits depuis une vingtaine d'années. Ils ont permis de faire progresser et disséminer les connaissances en ACV bâtiment. Citons notamment le projet européen REGENER, l'Annexe 31 de l'Agence Internationale de l'Energie, le projet PRESCO et plus récemment les projets ENSLIC-Building et Lore-LCA. Les projets achevés et en cours (en 2010) sont présentés.

Le projet REGENER est un projet de recherche qui s'est déroulé en 1995 et 1996. Il réunissait à l'époque huit partenaires européens pour proposer une méthodologie commune d'analyse de cycle de vie des bâtiments, une boîte à outils d'aide à la conception et mener les premières investigations sur les méthodes d'évaluation (comparaison de variantes de solutions techniques et de bâtiments). Le projet Annexe 31 de l'Agence Internationale de l'Energie (2001) avait, quant à lui pour objectif de faire un état des lieux sur les impacts environnementaux des bâtiments et les méthodes servant à les évaluer. Parmi ces méthodes, l'ACV a été présentée et son applicabilité discutée. Le projet PRESCO s'est quant à lui déroulé en 2004 et 2005 dans l'objectif de réaliser une comparaison d'outils ACV bâtiment à l'échelle Européenne. La comparaison a été effectuée sur un cas simple d'un cube en béton armé, puis sur une maison à ossature bois. Elle a permis de comparer des données ACV sur les matériaux (acier, béton) et sur les procédés (électricité, chauffage gaz) pour un indicateur environnemental : le changement climatique. Les différences obtenues entre les outils n'ont pas dépassé environ 10 % sur les émissions de CO_2. En revanche, ce projet a permis d'identifier les causes possibles de ces écarts. Les principales sources de variabilités identifiées entre les outils ont été : le choix des données ACV utilisées, le dosage en ciment dans le cas du matériau béton, la proportion différente des vecteurs énergétiques entre les pays européens (contenu énergie et CO_2 du mix électrique). À l'issue du projet, des recommandations ont été formulées pour améliorer les outils actuels (Peuportier et *al*, 2005). Toutefois, les aspects méthodologiques n'ont été abordés que partiellement. Par exemple, les données d'entrée de ces outils (cf. figure 11) n'ont pas été analysées en détails.

De nouveaux projets de recherche sur l'ACV bâtiment sont actuellement menés (en 2010). Ces projets ont pour objectif d'une part d'améliorer la fiabilité des outils existants (consolidation méthodologiques), mais également d'améliorer la diffusion de ces outils (développement de méthodes simplifiées). Citons, par exemple, à l'échelle européenne, les projets ENSLIC-Building et LoRe-LCA (ENSLIC, 2010). Le projet ENSLIC-Building est coordonné par le Centre de Recherche sur la Consommation de Ressources Energétiques (CIRCE). Il a pour objectif de réaliser un état de l'art sur les outils d'ACV bâtiment, les indicateurs environnementaux utilisés, le type de présentation des résultats et les travaux actuels sur la simplification des ACV bâtiments. À l'issue de ce projet, un outil simplifié d'ACV bâtiment utilisable, par exemple, dans les premières phases d'un projet, a été développé. Il utilise deux indicateurs (énergie et changement climatique). L'utilisateur doit, ensuite, saisir les quantitatifs de matériaux utilisés ainsi que l'estimation des besoins d'énergie de fonctionnement (chauffage, électricité spécifique, ventilation…).

Le projet LoRe-LCA dont l'abréviation signifie « Low Resource consumption buildings and constructions by use of LCA in design and decision making » a, quant à lui, pour principal objectif de comparer les méthodologies d'ACV bâtiment (en intégrant les travaux du CEN TC 350), d'identifier

des limites dans les connaissances actuelles et de proposer des activités de recherches (LoRe-LCA, 2010).

À l'échelle française, le projet COIMBA a pour objectif de développer un outil opérationnel et consensuel d'évaluation à partir des deux outils français d'ACV bâtiment EQUER et ELODIE (ANR, 2007). Ce projet regroupe différents partenaires développant des outils d'ACV bâtiment (Centre Scientifique et Technique du Bâtiment et Centre Energétique et Procédés), un centre de valorisation et de R&D (NOBATEK), ainsi qu'un bureau d'étude spécialisé dans les bâtiments à très faibles besoins énergétiques (Cabinet SIDLER) et enfin, un bureau d'études (IZUBA Energies). Ce projet est très lié aux travaux en cours à l'échelle européenne (projets ENSLIC-Building, LoRe-LCA). Un des principaux objectifs du projet reste la valorisation des outils ACV bâtiment dans la pratique opérationnelle.

Les projets de normalisation conduits par les instances normatives françaises (AFNOR), européennes (CEN) et internationales (ISO) ont eu ces dernières années pour objectif de développer des méthodologies d'évaluations environnementales des bâtiments. Ces normes, déjà publiées ou en cours d'écriture, permettent de constituer des leviers d'incitation à l'innovation environnementale pour les différents acteurs économiques. Pour le secteur de la construction, cela s'est matérialisé notamment par la publication de normes définissant des règles de catégories de produits pour l'évaluation de la performance environnementale des produits. Certains de ces développements ont, par exemple, abouti à la création de bases de données de référence sur les caractéristiques environnementales et sanitaires sur les produits de construction. À ce jour, il existe plusieurs programmes de ce type dans différents pays et notamment en France, où la base de données INIES a pour objectif de permettre aux industriels de déclarer les caractéristiques environnementales et sanitaires de leurs produits (INIES, 2010).

1.4.3. Synthèse

Les connaissances existantes sur les outils et les projets en ACV bâtiment montrent une diversité des axes de recherches entrepris. Cependant, un élément important, peu abordé, jusqu'à maintenant dans la littérature, concerne l'étude approfondie des données d'entrée de ces outils. Ces données ACV conditionnent pourtant les résultats de l'évaluation environnementale d'un bâtiment. Le manque de connaissances, à ce jour, sur ces données peut alors être un frein à l'utilisation de ces outils par les acteurs de la construction. La prochaine partie présente plus en détails les bases de données ACV qui restent la clé de voûte du modèle pour l'ACV des bâtiments.

1.5. Bases de données utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments

Il existe trois types de données ACV[1] actuellement utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments:

- les données ACV génériques multisectorielles,
- les données ACV génériques propres au secteur de la construction,
- les données ACV spécifiques au format EPD.

Ces bases de données peuvent être le résultat de projets de recherche comme par exemple les bases Ecoinvent ou IDEMAT (Frischknecht et *al*, 2007c; TU Delft, 2010). Plus récemment, de nouvelles bases de données ont également été développées à la suite de l'avancée des travaux normatifs concernant les déclarations environnementales de produits (ISO, 2007; CEN, 2010b; AFNOR, 2004). Dans la suite de cet état des connaissances, une base de données générique correspondra à une base fournissant des données ACV multisectorielles. À l'inverse, une base de données spécifique correspondra à une base regroupant des données sectorielles (par exemple, les produits de construction) calculées suivant des règles communes pour la catégorie de produits (PCR).

1.5.1. Bases de données ACV génériques multisectorielles

Les bases de données génériques permettent de fournir des données environnementales multisectorielles sur différents systèmes de produits: procédés d'énergie, de transport de traitement de déchets mais également sur les matériaux et les services. Un état des lieux précis des bases de données à l'échelle internationale est fourni par Curran et Notten (2006). Le tableau 5 présente les données génériques qui sont actuellement utilisées dans certains outils. Il existe, par exemple, la base suisse Ecoinvent, la base européenne ELCD, la base de données allemande GaBi, la base de données DEAM, la base hollandaise IVAM et la base américaine US-LCI. Ces bases de données sont présentées dans la suite de cette partie.

La base de données Ecoinvent est une base de données générique d'inventaire de cycle de vie regroupant près de 4000 procédés (Frischknecht et *al*, 2007c). Cette base a été le fruit d'une collaboration entre différents organismes de recherche suisses. Les données contenues dans cette base sont représentatives de l'année 2000 avec une représentativité géographique mondiale, européenne ou suisse en fonction des procédés. Les modules d'inventaire sont fournis à la fois au format Ecospold (ISO, 2002) et Excel. Ils sont disponibles à l'échelle des procédés unitaires en évitant au maximum l'agrégation de procédés, sauf si les données ne sont pas disponibles ou confidentielles. Par exemple, les données sur les plastiques ont été établies par PlasticsEurope et se faisant, il n'existe pas de traçabilité de ces modules agrégés. Pour chaque module, environ 1000 flux élémentaires d'émissions dans l'air, l'eau et sol ainsi que de consommations de ressources énergétiques, non énergétiques et d'usage du sol, sont reportés. Par ailleurs, douze méthodes d'analyse des impacts du cycle de vie sont implémentées dans la version 2.0. En outre, chaque module dispose de métadonnées permettant de renseigner les choix méthodologiques et les personnes responsables de l'étude ACV. Cette base fournit des données sous forme agrégées ou désagrégées (pour chaque procédé unitaire). Une partie

[1] Nous entendons par « format ACV », l'approche ACV classique basée sur l'analyse de la chaîne des procédés. Les autres travaux couplant les flux monétaires avec les flux environnementaux (Economic Input-Output Life Cycle Assessment) ne sont pas présentés dans ce chapitre. Pour le détail de ces autres types de bases de données, le lecteur est notamment renvoyé vers Green Design Institute (2010)

des indicateurs environnementaux fournis par la base Ecoinvent est utilisée pour les données matériaux, produits et procédés dans les outils EQUER et LEGEP.

Tableau 3. Bases de données génériques utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments

Base de données génériques	Organisme responsable	Utilisée dans l'outil d'ACV bâtiment...	Type de données utilisées dans l'outil d'ACV bâtiment	Illustration / Site internet
Swiss Life Cycle Inventories database ecoinvent	Centre Ecoinvent (Suisse)	EQUER LEGEP	indicateurs	www.ecoinvent.ch
European Life Cycle Database (ELCD)	Joint Research Centre (Europe)	GaBi for Building LCA	inventaire de cycle de vie + indicateurs	http://lct.jrc.ec.europa.eu/
GaBi Database	PE International (Allemagne)	GaBi for Building LCA	inventaire de cycle de vie + indicateurs	www.gabi.de
Data for Environmental Analysis and Management	Ecobilan (France)	TEAM	inventaire de cycle de vie + indicateurs	www.ecobilan.com
IVAM Database	IVAM (Pays-Bas)	ECO-QUANTUM	indicateurs	www.ivam.uva.nl
US LCI Database	National Renewable Energy Laboratory (Etats-Unis)	Impact Estimator	indicateurs	www.nrel.gov/lci/

La base de données European Life Cycle Database a été développée par le Joint Research Centre (JRC), en coopération avec la Direction Générale de l'Environnement, du Développement Durable de la Commission Européenne (JRC, 2010a). La base de données fait partie du projet « European Platform on Life Cycle Assessment ». Elle contient des données d'ICV pour différents matériaux, procédés énergétiques, procédés de transports et procédés de traitements des déchets. Ces données sont obtenues et compilées à partir des données fournies par les industriels et associations de matériaux (par exemple APME pour les plastiques), ainsi qu'à partir d'autres bases de données génériques comme Ecoinvent. Les données de la base ELCD contribuent à l'échelle internationale à fournir des données en accès libre représentatives de la situation Européenne. Cette base de données intègre notamment les recommandations du guide ILCD « International Life Cycle Data System » vis-à-vis des méthodes d'évaluation des impacts (JRC, 2010b). La plateforme ELCD propose une nomenclature homogène et mise à jour des flux élémentaires pris en compte pour les différents

modules de la base. Cette nomenclature a été définie notamment par la consultation d'expert ACV internationaux, et en conformité avec le guide ILCD (JRC, 2010c). Le format de données correspond au format Ecospold, avec la possibilité d'utiliser un outil de conversion des fichiers de données XML au format Excel à l'image de la base Ecoinvent. La base de données GaBi, développée par PE International, alimente certaines données de la base ELCD (PE, 2010). La base de données GaBi a donc également pour particularité de s'appuyer majoritairement sur des données fournies par les industriels (plastiques, métaux, etc.). Les données sont agrégées par exemple « cradle-to-gate » (de l'extraction des ressources jusqu'à la sortie de l'usine). Elles sont fournies sous la forme d'un inventaire de cycle de vie au format ILCD et plusieurs méthodes de calcul d'indicateurs d'impacts sont prises en compte. PE International est responsable de la mise à jour de ces données. L'outil allemand GaBi for Building LCA utilise une partie des indicateurs environnementaux de cette base de données.

La base de données DEAM, dont l'abréviation signifie « Data for Environmental Analysis and Management », a été développée par la société Ecobilan et contient à ce jour plus de 300 modules de données utilisables à partir du logiciel TEAM (Ecobilan, 2010a). Ces modules couvrent différents secteurs économiques et types de procédés. Dans la version « Starter Kit », les catégories suivantes de modules sont disponibles : papiers, plastiques, verre, acier, métaux non ferreux, procédés énergétiques, procédés de transport et procédés de fin de vie. La base DEAM s'appuie également sur une classification fonction du code NACE du secteur économique rattaché aux différents modules. Une partie de ces modules s'appuie sur des données ACV de la littérature. Ainsi, les données sur la production de matières plastiques proviennent de l'Association des Industriels des Plastiques Européen (APME). Les données sur la production d'énergie, les moyens de transport, la production des métaux et sur les procédés de fin de vie sont issues de la base ETHZ. Enfin, les données sur l'acier proviennent du Ministère de l'Environnement Suisse (BUWAL) et les données sur l'aluminium de l'Association Européenne de l'Aluminium (EAA). La plupart de ces sources de données ACV ne sont toutefois pas homogènes vis-à-vis des hypothèses méthodologiques. À titre d'illustration, le tableau 4 présente les pouvoirs calorifiques des combustibles considérés dans les trois sources BUWAL, ETHZ et APME. Ce tableau montre la disparité des pouvoirs calorifiques notamment pour le charbon et le lignite. Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) de l'uranium est seulement de 130000 MJ/kg, tandis que d'autres sources de la littérature considèrent plutôt 420000 MJ/kg (CEA, 2009). Cet aspect sera approfondi au chapitre 4. La base de données DEAM est principalement une base de données qui s'est constituée à mesure que les industriels ou syndicats de matériaux avaient besoin de réaliser des ACV. L'objectif et le champ de l'étude de chacune de ces études ACV n'étaient pas toujours homogènes. La plupart des données sont agrégées (« cradle-to-gate »), c'est-à-dire qu'elles ne sont pas définies à l'échelle du procédé unitaire. Toutefois, cette base de données reste couramment utilisée en France pour la réalisation d'études ACV, et notamment pour la réalisation des Fiches de Déclarations Environnementale et Sanitaire (FDES) sur les produits de construction. L'outil français TEAM Bâtiment utilise les inventaires de cycle de vie et les indicateurs environnementaux de cette base de données.

Tableau 4. Valeurs des Pouvoirs Calorifiques Inférieurs des ressources énergétiques pris en compte dans la base de données DEAM

Flux de ressources	BUWAL 250	ETH Zürich 96	APME
	MJ/kg	*MJ/kg*	*MJ/kg*
Charbon	18	28.6	27.05
Lignite	8	19.5	10
Gaz naturel	43.75	45.5	48.7
Pétrole	42.6	42.6	42.6
Uranium	130000	130000	130000
Bois	15.8	18.5	N/A

IVAM est une base de données hollandaise capitalisant différents modules de données issus d'autres bases telle que la base APME (plastiques, chimie), BUWAL et ETHZ-96, ainsi que des données additionnelles provenant d'études ACV spécifiques (IVAM, 2010b). Elle comprend près de 1300 procédés. La nomenclature de la base IVAM est également adaptée à la nomenclature du logiciel d'ACV SimaPro et de la base Ecoinvent, ce qui lui facilite l'échange de données ACV. Tous les procédés contiennent des informations relatives à la qualité des données. La base IVAM intègre également pour chaque procédé une méthode d'évaluation des impacts liés à l'usage du sol. Cette base de données peut notamment être considérée comme complète vis-à-vis du secteur de la construction. Le format de données s'appuie sur le format Ecospold. Les données d'IVAM (indicateurs) sont, par exemple, réutilisées dans l'outil ECO-QUANTUM.

La base de données US-Life Cycle Inventories a été développée par le National Renewable Laboratory (NREL) et propose des inventaires de cycle de vie sur les matériaux, produits et procédés couramment utilisés en Amérique du Nord (NREL, 2010). Une revue critique des données et un protocole méthodologique homogène font également partie de cette initiative qui est en accord avec les normes ISO 14040. La base de données est développée en partenariat avec des industriels des différents secteurs économiques. Les données d'inventaire de cycle de vie sont disponibles gratuitement en ligne. Ces données sont à la fois présentées au format Excel et EcoSpold assurant une comptabilité avec les logiciels ACV généralistes. À l'échelle bâtiment, l'outil canadien ATHENA utilise, par exemple, une partie des indicateurs environnementaux de cette base de données.

En dehors de ces bases de données, il existe aussi des bases comme GEMIS (GEMIS, 2010) ou IDEMAT (TU Delft, 2010) mais qui ne sont reliées à aucun outil pour l'ACV des bâtiments.

1.5.2. Bases de données ACV génériques pour le secteur de la construction

Il existe, en complément, des bases de données génériques propres au secteur de la construction (tableau 5). Elles proposent des données sur les matériaux de construction exprimées généralement sous la forme d'indicateurs.

Tableau 5. Bases de données ACV génériques pour le secteur de la construction utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments

Base de données propres au secteur de la construction	Organisme responsable	Utilisée dans l'outil d'ACV bâtiment...	Type de données utilisées dans l'outil d'ACV bâtiment	Illustration / Site internet
ATHENA Life Cycle Inventory Database	ATHENA Institute (Canada)	Impact Estimator	indicateurs	Athena Institute www.athenasmi.org/tools/database/index.html
Ökobau	Deutsche G Nachhaltiges Bauen (Allemagne)	LEGEP	indicateurs	Ökobau www.nachhaltigesbauen.de/baustoff-und-gebaeudedaten/oekobaudat.html
KBOB	Office fédéral suisse des constructions et de la logistique (Suisse)	Eco-bat	indicateurs	KBOB www.kbob.ch
Inventory of Carbon & Energy (ICE)	University of Bath	-	indicateurs	ICE www.bath.ac.uk/mech-eng/sert/embodied

Par exemple, la base de données KBOB est une base de données suisse qui fournit les indicateurs de consommation d'énergie et d'émissions de CO_2, notamment pour les matériaux et procédés couramment utilisés dans la construction (KBOB, 2011). Les données primaires proviennent, dans ce cas-là, de la base Ecoinvent (mais avec une perte des données d'inventaire de cycle de vie et des autres indicateurs d'impact). De même, la base Ökobau allemande fournit des données génériques sur les matériaux qui sont issues de la base de données GaBi (DGNB, 2010). Les données sont exprimées à l'aide des indicateurs recommandés dans la nouvelle norme européenne prEN 15804 (CEN, 2010b). La base de données de l'institut ATHENA est représentative des procédés de fabrication des matériaux de construction nord-américain. Elle intègre des centaines de données ACV sur les systèmes constructifs. Enfin, la base de données ICE regroupe des données sur l'énergie consommée et les émissions de dioxyde de carbone pour 34 groupes de matériaux de construction (Hammond et Jones, 2008). Les données sont issues d'une importante synthèse bibliographique.

1.5.3. Bases de données ACV spécifiques aux déclarations environnementales

Un troisième format de bases de données ACV a vu le jour depuis quelques années, en lien avec la parution des normes ISO 14025 et ISO 21930 relatives aux déclarations environnementales de produits (ISO, 2006e ; ISO, 2007). Ces normes cadrent la réalisation d'ACV par exemple sur des produits de construction vendus par les industriels sur les différents marchés nationaux. Ces déclarations environnementales sont un outil essentiel de communication entre les différents acteurs du secteur de la construction (Chevalier et *al*, 2004). De nombreuses bases de données au format EPD ont été développées dans différents pays (tableau 6).

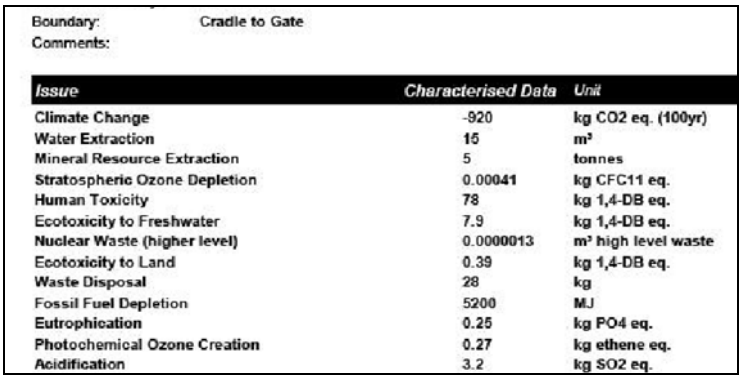
Tableau 6. Bases de données au format EPD utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments

Base de données au format EPD	Organisme responsable	Utilisée dans l'outil d'ACV bâtiment...	Type de données utilisées dans l'outil d'ACV bâtiment	Norme de référence	Illustration / Site internet
BRE Environmental Profiles	Building Research Establishment (Royaume-Uni)	Envest II	indicateurs	ISO 14025	www.bre.co.uk
IBU Umwelt-Deklarationen (EPD)	Institut Bauen und Umwelt e.V. (Allemagne)	LEGEP	indicateurs	ISO 14025	bau-umwelt.de
INIES (FDES)	Protocole multipartie (AFNOR, 2008) (France)	ELODIE	indicateurs (selon norme NF P01-010)	NF P01-010	www.inies.fr
MRPI® (Milieu Relevante Product Informatie)	NVTB (Pays-Bas)	ECO-QUANTUM	indicateurs	ISO 14025	www.mrpi.nl
RT Environmental Declaration	RTS (Finlande)	?	quelques flux d'inventaire de cycle de vie + indicateurs	ISO 14025	www.rts.fi
The International EPD® System	The International EPD Consortium (Suède à l'origine)	?	indicateurs	ISO 14025	www.environdec.com
EPD Norge	The Norwegian EPD Foundation (Norvège)	?	indicateurs	ISO 14025	www.epd-norge.no

Il existe notamment la base BRE Profiles au Royaume-Uni (BRE, 2010b), la base IBU en Allemagne (IBU, 2010), la base INIES en France (INIES, 2010), la base RTS en Finlande (RTS, 2010), la base MRPI aux Pays-Bas (MRPI, 2010) et Envirodec, originellement développée en Suède (Envirodec, 2010). Il faut préciser que ces déclarations environnementales peuvent également être fournies par des syndicats de matériaux européens. C'est le cas notamment des EPD sur les produits en plastiques (PlasticsEurope, 2008). Ces bases de données présentent pour la plupart uniquement les indicateurs environnementaux. En effet, les inventaires de cycle de vie complet restent la propriété des industriels et ne sont pas directement disponibles dans ces bases de données.

Les normes internationales relatives aux EPD ne sont pas toujours très précises quant à la méthodologie de calcul. Par conséquent, chaque base de données EPD a développé ses propres hypothèses de calcul appelées règles de catégories de produits (PCR). Les PCR ont pour objectif de préciser, à l'échelle de la famille de produits, les points clés du calcul ACV comme la collecte de données, l'allocation des impacts, les frontières du système, les indicateurs environnementaux, et le format d'expression des résultats. Par exemple, deux d'entres elles s'appuient sur un PCR homogène à l'ensemble des produits de construction (acier, béton, isolants, peintures etc.). Il s'agit des bases INIES (France) et MRPI (Pays-Bas). Pour les autres, les choix méthodologiques sont spécifiques aux familles de produits : c'est le cas de la base allemande IBU. Ces différentes bases de données ne sont généralement pas comparables en raison des différents PCR utilisés. Par exemple, une EPD anglaise sur un produit d'isolation n'est pas comparable avec une autre EPD issue des bases INIES ou IBU. Ces différences peuvent ensuite poser des problèmes de concordance de résultats obtenus sur deux outils d'ACV bâtiments. Dans la suite, les bases BRE, IBU, INIES et RTS sont présentées plus en détails.

La base de données BRE Profiles est la base de référence du Royaume-Uni sur les déclarations environnementales de produits. Elle est gérée par le Building Research Establishment (BRE) et fournit pour chaque produit un profil environnemental sous la forme de 13 indicateurs environnementaux. L'inventaire de cycle de vie n'est pas rendu public. Les règles méthodologiques (PCR) sont disponibles sur le site internet (BRE, 2010b). La figure 12 présente ces 13 indicateurs qui sont issus des méthodes d'évaluation des impacts classiques de l'ACV. Une des spécificités de cette base est également de proposer des indicateurs normalisés par rapport aux chiffres de normalisation en année-équivalent habitants. Enfin, un écopoint issu d'un travail de pondération entre les différents impacts permet de se ramener à une note unique pour chaque produit de construction. Il est à noter que les résultats sont présentés uniquement pour la phase de production. Des informations additionnelles sur les autres étapes du cycle de vie sont fournies dans le rapport qui accompagne la déclaration. Le cas échéant, les autres phases du cycle de vie peuvent être quantifiées aux côtés des résultats « cradle-to-gate ». Cette base de données est, par exemple, reliée à l'outil Envest.



Boundary: Cradle to Gate
Comments:

Issue	Characterised Data	Unit
Climate Change	-920	kg CO2 eq. (100yr)
Water Extraction	16	m³
Mineral Resource Extraction	5	tonnes
Stratospheric Ozone Depletion	0.00041	kg CFC11 eq.
Human Toxicity	78	kg 1,4-DB eq.
Ecotoxicity to Freshwater	7.9	kg 1,4-DB eq.
Nuclear Waste (higher level)	0.0000013	m³ high level waste
Ecotoxicity to Land	0.39	kg 1,4-DB eq.
Waste Disposal	28	kg
Fossil Fuel Depletion	5200	MJ
Eutrophication	0.25	kg PO4 eq.
Photochemical Ozone Creation	0.27	kg ethene eq.
Acidification	3.2	kg SO2 eq.

Figure 12. Tableau d'indicateurs environnementaux reporté pour chaque BRE Profile

La base de données IBU permet aux industriels vendant des produits sur le marché allemand de déclarer leurs impacts suivant un PCR commun complété par des PCR pour chaque famille de produits de construction (IBU, 2010). Seuls les indicateurs d'impacts sont reportés pour la phase de production

et de fin de vie. L'inventaire de cycle de vie n'est pas rendu public. La figure 13 présente, à titre d'illustration, un extrait d'une EPD (présentation des résultats d'indicateurs). Cette base de données est, par exemple, reliée à l'outil LEGEP.

ULTIMATE boards and felts (raw materials & production)		
subject of assessment	**unit per kg**	**ULTIMATE (unfaced)**
primary energy, nonrenewable	[MJ]	57,70
primary energy, renewable	[MJ]	1,70
global warming potential (GWP 100 years)	[kg CO_2-eqv.]	3,27
ozone destruction potential (ODP)	[kg R11-eqv.]	$0{,}20*10^{-6}$
acidification potential (AP)	[kg SO_2-eqv.]	0,0147
eutrophication potential (EP)	[kg phosphate-eqv.]	0,0024
photochemical ozone creation potential (POCP)	[kg ethylene-eqv.]	0,00060

Figure 13. Tableau d'indicateurs environnementaux (production et fin de vie) pour chaque EPD

La base de données INIES regroupe les caractéristiques environnementales des produits de construction vendus sur le marché français. La norme NF P01-010 définit le cadre méthodologique des déclarations, et notamment le calcul des impacts environnementaux sur le cycle de vie des produits (AFNOR, 2004). Cette base de données s'appuie sur des règles de catégorie de produits (PCR) identiques pour l'ensemble des familles de produits de construction. Ces produits sont caractérisés par un profil environnemental regroupant 15 indicateurs (figure 14). Toutefois, la présentation des résultats de la déclaration comprend, à ce jour (2010), uniquement les indicateurs sur le cycle de vie complet sans distinction des étapes (données « cradle-to-grave »).

Indicateurs d'impacts environnementaux

			Valeur total cycle de vie/UF par annuité	Valeur total cycle de vie/UF pour toute la DV
1	Consommation de ressources énergétiques			
	Energie primaire totale	(MJ)	1,330E+000	6,650E+001
	Energie renouvelable	(MJ)	1,540E-001	7,700E+000
	Energie non renouvelable	(MJ)	1,180E+000	5,900E+001
2	Epuisement de ressources (ADP)	(kg eq. Antimoine)	3,510E-004	1,755E-002
3	Consommation d'eau totale	(L)	2,420E-001	1,210E+001
4	Déchets solides			
	Déchets valorisés (total)	(kg)	4,560E-003	2,280E-001
	Déchets éliminés			
	Déchets dangereux	(kg)	9,630E-005	4,815E-003
	Déchets non dangereux	(kg)	2,710E-002	1,355E+000
	Déchets inertes	(kg)	3,100E-003	1,550E-001
	Déchets radioactifs	(kg)	7,400E-006	3,700E-004
5	Changement climatique	(kg eq. CO2)	4,550E-002	2,275E+000
6	Acidification atmosphérique	(kg eq. SO2)	3,200E-004	1,600E-002
7	Pollution de l'air	(m^3 d'air)	7,990E+000	3,995E+002
8	Pollution de l'eau	(m^3 d'eau)	1,220E-002	6,100E-001
9	Destruction de la couche d'ozone stratosphérique	(kg eq. CFC)	0,000E+000	0,000E+000
10	Formation d'ozone photochimique	(kg eq. éthylène)	2,920E-005	1,460E-003

Figure 14. Tableau d'indicateurs environnementaux sur le cycle de vie complet pour chaque FDES

Les données de la base INIES sont appelées « fiches de déclaration environnementale et sanitaire » (FDES). Elles correspondent à des EPD (au niveau international). Une des particularités du programme français est, d'une part de contenir des informations sur la partie sanitaire (par exemple les émissions dans l'air intérieur pendant la vie en œuvre du produit), et d'autre part de présenter, au côté des résultats d'indicateurs d'impacts sur le cycle de vie complet, des inventaires de cycle de vie pour chaque étape du cycle de vie : production, transport, mise en œuvre, vie en œuvre et fin de vie (figure 15). Ces données de flux d'inventaire de cycle de vie ne sont pas directement accessibles sur la base INIES. Elles sont uniquement consultables dans un rapport de documentation de la FDES téléchargeable en ligne (AIMCC, 2005). Ce format de présentation des flux d'inventaire de cycle de vie est simplifié par rapport aux bases de données génériques comme Ecoinvent. Seule une centaine de flux est prise en compte. Par exemple, certains composés (hydrocarbures, COV, poussières) sont regroupés dans des familles de flux.

	Unité	Production	Transport	Mise en œuvre	Vie en œuvre	Fin de vie	Total cycle de vie	
Flux							**Par annuité**	**Pour toute la DVT**
Consommation de ressources naturelles énergétiques								
Bois	kg							
Etc.								
Indicateurs énergétiques								
Energie Primaire Totale	MJ							
Etc.								
Consommation de ressources naturelles non énergétiques								
Antimoine	kg							
Etc.								
Consommation d'énergie et de matières récupérées								
Energie récupérée	MJ							
Etc.								
Consommation d'eau								
Eau : lac	kg							
Etc.								
Emissions dans l'air, l'eau et le sol								
Hydrocarbures (non spécifiés)	g							
Etc.								
Déchets valorisés et éliminés								
Déchets dangereux	kg							
Etc.								

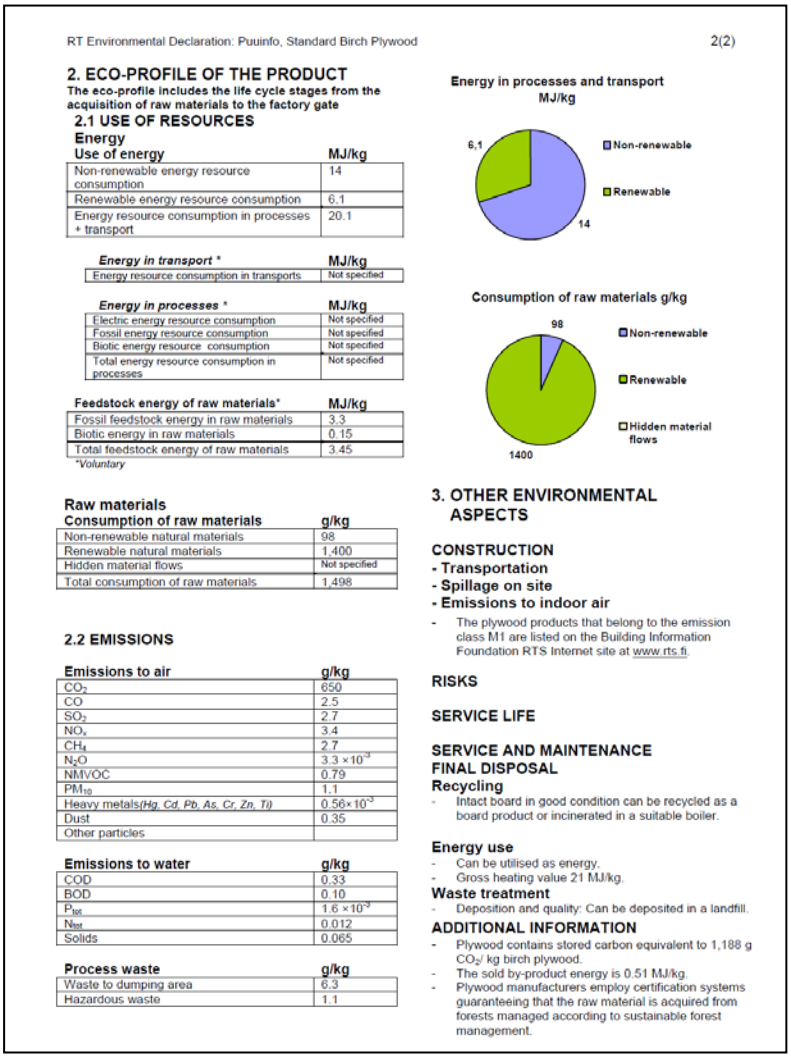
Figure 15. Extrait du tableau des flux environnementaux reportés pour chaque FDES dans un document d'accompagnement public adapté d'AFNOR (2004)

Il existe deux types de déclarations environnementales (FDES) dans le programme français :

- Les FDES individuelles : ces données correspondent à une référence commerciale d'un produit (ou à une gamme de produit) (AFNOR, 2004). Par conséquent, les FDES individuelles sont le plus souvent la propriété d'un fabricant.
- Les FDES collectives : ces données correspondent à des données représentatives d'un « produit-type » qui ont été collectées sur les différents sites de production retenus pour l'étude. Elles sont ensuite mises en commun pour établir une déclaration unique dédiée à ce « produit-type » (AFNOR, 2004). Par conséquent, les FDES collectives sont le plus souvent la propriété d'un groupe de fabricants, voire d'un syndicat représentant toute une filière.

Ces différentes FDES (individuelles et collectives) sont par exemple utilisées dans l'outil ELODIE.

La base de données finlandaise RTS regroupe les profils environnementaux de différents matériaux et produits de construction. Elle est développée en collaboration entre les industriels de la construction finlandaise, le centre de recherche technique VTT et la fondation RTS d'information sur le bâtiment. Les résultats pour chaque déclaration s'expriment uniquement sous la forme d'un extrait de l'inventaire de cycle de vie. Ainsi, 11 flux énergétiques sont quantifiés pour chaque sous-étape de la phase de production (procédé de fabrication, transport). De même, 4 flux relatifs à la consommation de matériaux, 11 flux d'émissions dans l'air (CO_2, CO, SO_2, NO_x, CH_4, N_2O, NMVOC, PM_{10}, métaux lourds et poussières), 5 flux d'émissions dans l'eau (COD, BOD, total des composés phosphatés et azotés et les matières solides) et enfin, deux flux de déchets (dangereux et mis en décharge conventionnelle) complètent la déclaration. Ce type de déclaration concerne uniquement l'étape de production du produit, avec des éléments optionnels que sont le transport sur chantier, la mise en œuvre et fin de vie. À titre d'exemple, la déclaration présentée à la figure 16 ne contient pas d'indicateurs ACV sur les autres étapes du cycle de vie. La déclaration fournit toutefois des informations optionnelles concernant les possibilités de recyclage et la durée de vie estimée du produit.



RT Environmental Declaration: Puuinfo, Standard Birch Plywood 2(2)

2. ECO-PROFILE OF THE PRODUCT

The eco-profile includes the life cycle stages from the acquisition of raw materials to the factory gate

2.1 USE OF RESOURCES

Energy

Use of energy	MJ/kg
Non-renewable energy resource consumption	14
Renewable energy resource consumption	6.1
Energy resource consumption in processes + transport	20.1

Energy in transport *	MJ/kg
Energy resource consumption in transports	Not specified

Energy in processes *	MJ/kg
Electric energy resource consumption	Not specified
Fossil energy resource consumption	Not specified
Biotic energy resource consumption	Not specified
Total energy resource consumption in processes	Not specified

Feedstock energy of raw materials*	MJ/kg
Fossil feedstock energy in raw materials	3.3
Biotic energy in raw materials	0.15
Total feedstock energy of raw materials	3.45

*Voluntary

Raw materials

Consumption of raw materials	g/kg
Non-renewable natural materials	98
Renewable natural materials	1,400
Hidden material flows	Not specified
Total consumption of raw materials	1,498

2.2 EMISSIONS

Emissions to air	g/kg
CO_2	650
CO	2.5
SO_2	2.7
NO_x	3.4
CH_4	2.7
N_2O	3.3×10^{-3}
NMVOC	0.79
PM_{10}	1.1
Heavy metals(*Hg, Cd, Pb, As, Cr, Zn, Ti*)	0.56×10^{-3}
Dust	0.35
Other particles	

Emissions to water	g/kg
COD	0.33
BOD	0.10
P_{tot}	1.6×10^{-3}
N_{tot}	0.012
Solids	0.065

Process waste	g/kg
Waste to dumping area	6.3
Hazardous waste	1.1

Energy in processes and transport MJ/kg

Consumption of raw materials g/kg

3. OTHER ENVIRONMENTAL ASPECTS

CONSTRUCTION
- **Transportation**
- **Spillage on site**
- **Emissions to indoor air**
  - The plywood products that belong to the emission class M1 are listed on the Building Information Foundation RTS Internet site at www.rts.fi.

RISKS

SERVICE LIFE

SERVICE AND MAINTENANCE

FINAL DISPOSAL

Recycling
- Intact board in good condition can be recycled as a board product or incinerated in a suitable boiler.

Energy use
- Can be utilised as energy.
- Gross heating value 21 MJ/kg.

Waste treatment
- Deposition and quality: Can be deposited in a landfill.

ADDITIONAL INFORMATION
- Plywood contains stored carbon equivalent to 1,188 g CO_2/ kg birch plywood.
- The sold by-product energy is 0.51 MJ/kg.
- Plywood manufacturers employ certification systems guaranteeing that the raw material is acquired from forests managed according to sustainable forest management.

Figure 16. Tableau de flux environnementaux reporté pour chaque EPD finlandaise tiré de RTS (2010)

1.5.4. Synthèse

Cette partie a permis de montrer la diversité des données ACV (générique, EPD) reliées aux outils d'ACV bâtiment. Les bases de données génériques comportent systématiquement des inventaires de cycle de vie sous la forme de plusieurs centaines de flux de consommations de ressources et d'émissions de polluants (bases Ecoinvent, ELCD, DEAM). Elles se différencient des bases de données limitant la présentation des résultats de l'ACV aux seuls indicateurs environnementaux (cas des déclarations environnementales de produits, fournies par les industriels). Cependant, le tableau 3 a aussi montré que la plupart des outils existants (par exemple EQUER ou LEGEP) n'utilisent que les indicateurs de ces bases de données génériques. De plus, ces indicateurs ne sont pas toujours identiques aux indicateurs des données EPD. Ce dernier point limite l'interopérabilité des bases de données pour le secteur du bâtiment à l'échelle nationale (par exemple en France).

La plupart des outils pour l'ACV bâtiment restent donc majoritairement tributaires des données environnementales et dans un objectif d'opérationnalité, doivent se contenter des seuls indicateurs environnementaux. Ces mêmes données ACV sont généralement mises au point par des groupes d'experts très restreints dans le cas des données génériques (par exemple le centre Ecoinvent), ou par les industriels du bâtiment dans le cas des EPD. Dans ce dernier cas, l'ensemble des hypothèses de calcul sont rarement disponibles pour des raisons de confidentialité de la déclaration.

La revue de la littérature montre aussi qu'une partie des bases de données (EPD) simplifient les inventaires de cycle de vie (cas des données françaises FDES) et la présentation des résultats. Ce choix, qui n'a pas toujours été validé, a pour conséquence de perdre une partie de l'information environnementale. La prochaine partie aborde maintenant, les autres travaux existants relatifs à la simplification du modèle et des données ACV.

1.6. Travaux relatifs à la simplification du modèle ACV

La simplification du modèle ACV a été historiquement discutée dans le cadre des travaux de la SETAC (Todd et *al*, 1999). Les auteurs reconnaissaient, à l'époque, que la simplification des ACV est une voie intéressante pour faire face à la complexité de la méthodologie et aux besoins importants de données. D'après ces auteurs, la simplification doit être liée aux objectifs de l'étude. Les travaux de Todd et *al* (1999) ont permis de cadrer le développement des ACV simplifiées. Par exemple, la simplification peut agir sur la collecte de données au niveau des procédés de fabrication (limitation du champ de l'étude). De même, si une phase du cycle de vie semble dominante avant même que l'étude soit entreprise, alors là-encore, une simplification peut être opérée. En général, il ne peut y avoir de simplification *a priori*. Par contre, s'il existe plusieurs ACV d'une même famille de produits, la prochaine ACV peut être simplifiée si des éléments (procédé ou phase de cycle de vie) ont été identifiés comme prépondérants. Pour cela, des initiatives se sont concentrées, par exemple, sur l'identification des procédés mis en jeu dans l'arbre des procédés d'un système de produits (Graedel et *al*, 2005).

La simplification revêt une approche multidimensionnelle dans la mesure où le modèle ACV est multidimensionnel (figure 11). Il s'agit de réfléchir à la simplification des données d'entrée (flux d'inventaire de cycle de vie), des procédés ou phases du cycle de vie mis en jeu, du nombre d'indicateurs. Dans la littérature propre à l'ACV bâtiment, les démarches de simplifications sont moins évidentes à rassembler suivant le cadre des travaux de la SETAC. Quelques initiatives ont proposé des approches simplifiées, mais à chaque reprise, ces études ne concernaient qu'un seul aspect du modèle. Par exemple, Kellenberger et *al* (2009) ont étudié la simplification des phases du cycle de vie des produits de construction. Zabalza et *al* (2009) ont quant à eux proposé une méthode simplifiée pour l'ACV bâtiment s'appuyant sur deux indicateurs (énergie et changement climatique) facilement interprétables par les acteurs de la construction. La principale limite de ces contributions est de ne regarder qu'un aspect particulier de la problématique de simplification du modèle ACV bâtiment.
Dans certains outils pour l'ACV des bâtiments, la simplification proposée concerne majoritairement une simplification de l'aide à la décision répondant au postulat « l'outil doit être simple à manipuler par un non expert ». Par conséquent, la plupart des outils n'utilisent que les indicateurs environnementaux, voire des écopoints (indicateur à score unique). C'est notamment le cas de l'outil Envest (BRE, 2010a). Or, dans une approche holistique de simplification du modèle ACV, il peut être intéressant de démarrer le travail à l'échelle de l'inventaire de cycle de vie.

Peu de travaux ont abordé conjointement la problématique de la simplification de ce modèle ACV en travaillant à la fois sur les paramètres ACV (flux d'inventaire de cycle de vie et indicateurs d'impacts), les contributeurs (matériaux, produits et procédés utilisés dans un bâtiment) et sur les phases du cycle de vie (extraction, transport, fabrication, utilisation, fin de vie). Or, certaines bases de données EPD utilisent déjà des données simplifiées sur les paramètres ACV (flux ou indicateurs), mais qui n'ont pas toujours été validées par des travaux de recherche.

1.7. Synthèse des travaux existants

Dans ce chapitre, une synthèse bibliographique de l'ACV appliquée aux bâtiments a été présentée, en décomposant les travaux existants en trois parties :

- les principes généraux de la méthode ACV,
- son application au secteur du bâtiment (outils pour l'ACV des bâtiments),
- les principales bases de données ACV reliées à ces outils.

Puis, nous avons vu que les outils existants utilisent des bases de données ACV qui se différencient à la fois par :

- leurs formats (générique, EPD fournis par les industriels),
- leurs niveaux de détails (de plusieurs centaines de flux d'inventaire de cycle de vie considérées dans les bases génériques aux quelques indicateurs reportés dans les EPD),
- leurs périmètres (données de production « cradle-to-gate » ou données sur le cycle de vie complet « cradle-to-grave »).

Dans le même temps, la majeure partie des outils pour l'ACV des bâtiments n'utilise pas les centaines de flux de consommation de ressources ou d'émissions de polluants comme données d'entrée. Seuls quelques indicateurs d'impacts sont considérés dans un souci d'opérationnalité, même pour les données ACV génériques. Ces indicateurs sont alors rarement identiques entre les outils, à l'exception des plus courants (énergie primaire). Par exemple, au niveau français, le logiciel EQUER utilise 12 indicateurs sur les matériaux de construction de la base Ecoinvent, tandis que les logiciels ELODIE et TEAM Bâtiment utilisent les 15 indicateurs des FDES de la base INIES. Seuls quelques indicateurs sont identiques entre ces deux bases de données. Pour le reste, il existe des différences dans le choix des facteurs de caractérisation et des méthodes de calcul des impacts.

Dans ce contexte, il peut être intéressant de développer de nouveaux outils permettant de remonter aux flux d'inventaire de cycle de vie (information désagrégée) pour calculer des indicateurs identiques et homogénéiser les données d'entrée pour un contexte national. Ce travail peut servir de point de départ à une analyse approfondie de ces bases de données pour mieux comprendre les résultats d'ACV de bâtiments obtenus à partir de différentes données environnementales.

En parallèle, des modalités de simplification sont déjà implémentées dans certaines bases de données EPD. Par exemple, les FDES fournies par les industriels français du bâtiment proposent des inventaires de cycle de vie réduits par rapport aux bases de données génériques comme Ecoinvent. Il semble alors utile d'évaluer la pertinence de ces approches simplifiées et de les étendre aux autres « dimensions » du modèle ACV. Les précédents travaux de simplification de l'ACV n'ont pas vraiment abordé le problème sous un angle « multidimensionnel ». Le travail peut consister à évaluer la pertinence de la simplification des phases du cycle de vie, des paramètres (flux et indicateurs) et des contributeurs (matériaux utilisés pour réaliser le bilan environnemental d'un ouvrage).

CHAPITRE 2

DÉMARCHE DE RECHERCHE

2.1. Proposition d'une démarche générale d'analyse et de simplification du modèle ACV pour les bâtiments

Une démarche générale d'analyse et de simplification du modèle d'analyse de cycle de vie des bâtiments est proposée en limitant l'étude aux flux de matériaux et produits de construction. Comme il a été montré dans l'état de l'art, le modèle ACV est un modèle multidimensionnel, sa simplification l'est donc également. Réaliser l'ACV d'un bâtiment nécessite de disposer de données ACV (flux et indicateurs) pour chaque étape du cycle de vie des multiples contributeurs d'un bâtiment (par exemple des dizaines, voire centaines de matériaux). Le problème s'apparente donc à l'étude approfondie d'une base de données « ACV bâtiment » (figure 17).

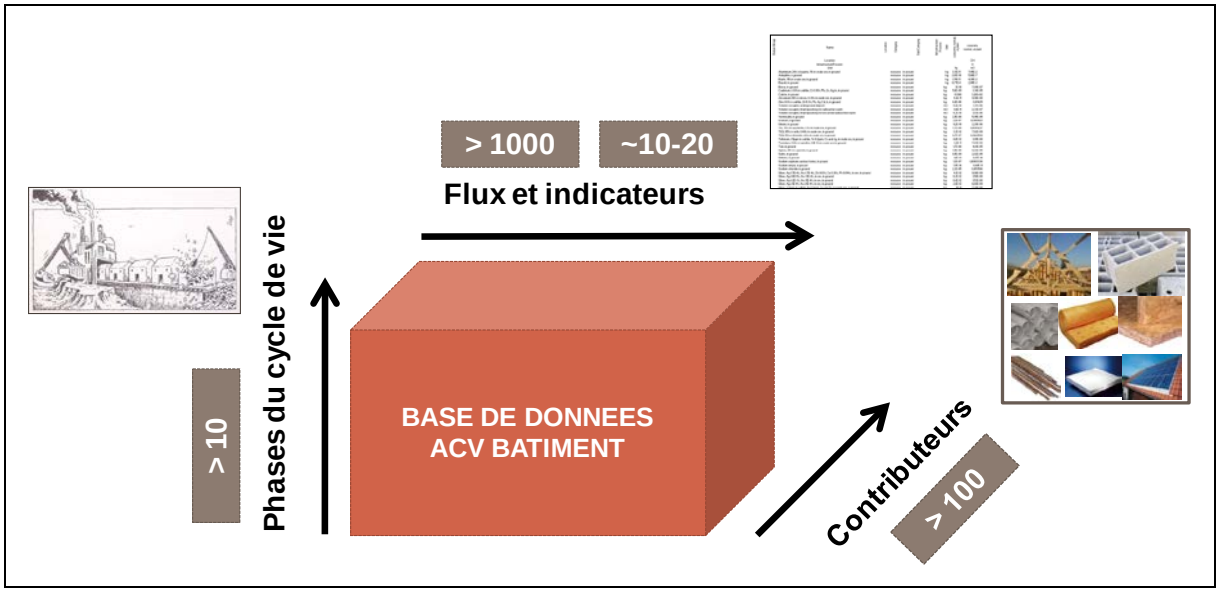


Figure 17. L'ACV appliquée aux bâtiments : un modèle complexe et multidimensionnel

Pour chaque matériau de construction, l'inventaire de cycle de vie peut atteindre plusieurs centaines, voire milliers de flux de consommation de ressources et d'émissions de polluants dans les bases de données existantes (cas de la base Ecoinvent). Ces données doivent être collectées de l'extraction des matières premières jusqu'à la fin de vie notamment. La simplification peut donc agir sur ces trois aspects que sont les paramètres ACV (flux et indicateurs), les contributeurs et les phases du cycle de vie. Par exemple, le nombre de flux et d'indicateurs, si réduits à quelques dizaines, permettent-ils de conserver une exhaustivité de l'évaluation environnementale d'un bâtiment ?

La démarche proposée aborde également l'analyse des choix méthodologiques de la base de données pour l'ACV des bâtiments. En effet, les travaux déjà réalisés ont souvent mis en avant un effet « boîte noire » sur les outils existants. L'analyse des points méthodologiques peut porter sur la définition du modèle, des frontières du système ou de la nomenclature d'inventaire de cycle de vie. La figure suivante présente une illustration de ces aspects dans le cas des émissions de gaz à effet de serre pour l'acier de construction.

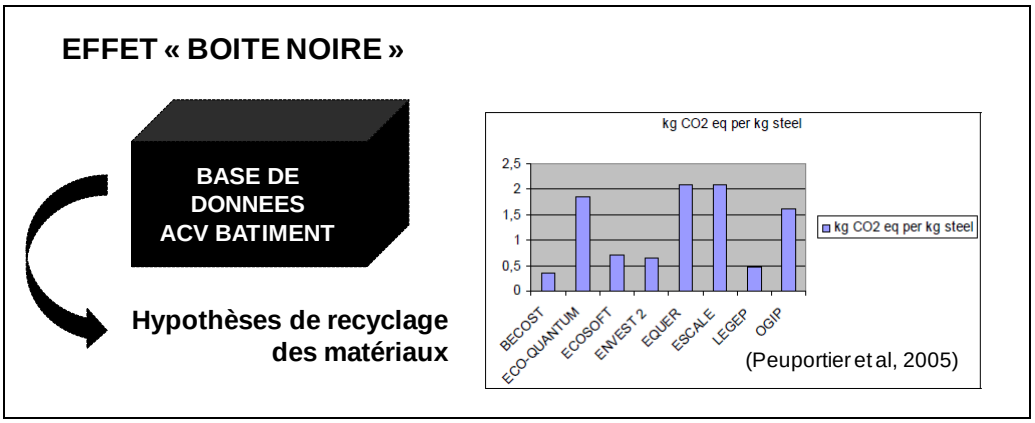


Figure 18. Effet « boîte noire » des bases de données d'ACV bâtiment

Nous notons, dans cet exemple tiré d'une précédente étude de Peuportier et *al* (2005) sur l'acier de construction, les différences de valeurs d'impact environnemental dans les bases de données des différents outils d'ACV bâtiment utilisés en Europe.

2.2. Application au contexte français de l'ACV des bâtiments

La démarche globale d'analyse et de simplification du modèle d'analyse de cycle de vie a été appliquée, dans ce mémoire de thèse, au contexte français de l'ACV bâtiment. Le tableau suivant rappelle les principaux logiciels existants en France (en 2010).

Tableau 7. Exemple de logiciels disponibles pour l'ACV des bâtiments à l'échelle française

Logiciels disponibles en France pour l'ACV des bâtiments	Organisme responsable	Relié à la base de données ACV…	Type de données ACV utilisées…	Illustration / Site internet
EQUER	IZUBA / Ecole des Mines de Paris	Ecoinvent	indicateurs	www.izuba.fr
ELODIE	Centre Scientifique et Technique du Bâtiment (CSTB)	INIES	indicateurs	www.elodie-cstb.fr
TEAM Bâtiment	Ecobilan	INIES DEAM	inventaire de cycle de vie + indicateurs	www.teambatiment.com/fr

À l'heure actuelle, les outils français utilisent différentes bases de données ACV (Ecoinvent, INIES, DEAM). Par conséquent, les indicateurs évalués ne sont pas toujours identiques, ce qui empêche la comparaison de résultats. De plus, ils comportent des modalités de simplification qui n'ont pas toujours été analysées en détail. C'est notamment le cas de la nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie des FDES de la base INIES.

Dans l'application de la démarche au contexte français, la simplification portera essentiellement sur les paramètres ACV (flux et indicateurs d'impact). Pour cela, les données ACV, actuellement utilisées dans les outils EQUER, ELODIE et TEAM Bâtiment, seront regroupées au sein d'une base de données homogénéisée. Dans un premier temps, les choix méthodologiques considérés dans la base de données, vont être explicités (modèles d'évaluation, frontières du système, choix d'allocations des impacts liés au recyclage). De même, une nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie va devoir être choisie pour intégrer les différentes données ACV (matériaux, produits, procédés). Des méthodes de classification vont devoir être développées puisque l'état de l'art a montré que les bases de données ACV existantes n'intègrent pas le même nombre de paramètres. Une base de données de flux de consommation de ressources et d'émission de polluants intitulée « SLCA » sera alors mise au point.

Le nombre de données potentiellement utilisables dans la base de données SLCA (quelques centaines de flux d'inventaire et une dizaine d'indicateurs d'impact pour près de 650 données ACV) ouvre un champ d'analyses très important. L'utilisation de méthodes statistiques (nuages de points, statistiques descriptives, régression linéaire), permettant d'une part l'analyse synthétique de ces données et d'autre part l'étude de modalités de simplification du modèle ACV, sera privilégiée.

La démarche abordera également la comparaison des bases de données Ecoinvent et INIES. Des analyses comparatives par typologie de matériaux seront menées entre ces jeux de données. Elles permettront d'apporter des éléments pour l'aide à l'éco-conception des bâtiments. En effet, en phases amont d'un projet, il peut désormais être utilisé soit une donnée générique (Ecoinvent) ou une moyenne des données spécifiques (FDES) sur les produits de construction. Or, à ce jour, aucune étude n'a montré les écarts ou les similitudes de la moyenne des données spécifiques (fournies par les industriels français) par rapport à la donnée générique pour chaque type de matériau. Cette contribution permettra de mieux cerner les écarts régulièrement constatés entre plusieurs logiciels (par exemple EQUER et ELODIE) sur une même étude de cas de bâtiment.

La démarche globale d'analyse et de simplification du modèle d'ACV des bâtiments a été mise en œuvre dans un outil d'analyse de données baptisé « SLCA-STATS ». Cet outil, présenté à la figure 19, permet d'étudier la pertinence d'un modèle simplifié pour l'ACV des bâtiments. Il automatise aussi certains aspects de la démarche comme, par exemple, la classification des flux de l'ICV (Lasvaux et *al*, 2011). La base de données SLCA tient une place centrale dans l'outil. En effet, elle permet de réaliser les différentes analyses de données présentées aux chapitres 5, 6 et 7. Dans un deuxième temps, un outil d'ACV bâtiment, appelé « BuildSLCA », a été mis au point à partir de cette base de données. Il permet de réaliser l'évaluation environnementale de bâtiments en utilisant à la fois les données ACV de la base SLCA (matériaux, produits, procédés), mais également les données expérimentales des projets (par exemple les métrés des composants).

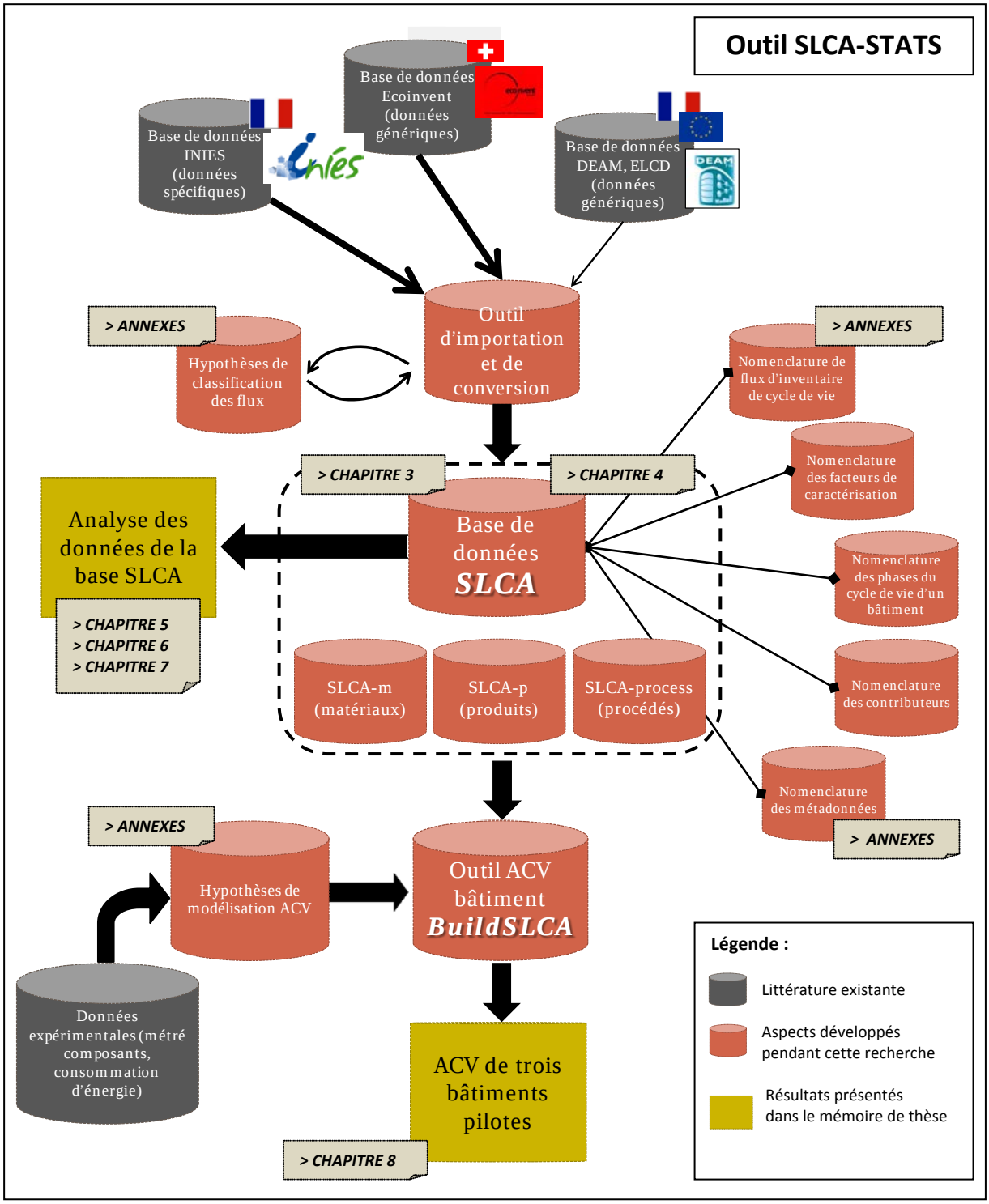


Figure 19. Mise en œuvre de la démarche de recherche dans l'outil SLCA-STATS

2.3. Organisation du mémoire

Dans la suite de ce mémoire, les apports scientifiques associés au développement de cet outil sont présentés dans des chapitres distincts. Une grande partie des hypothèses méthodologiques de ce travail est reportée en annexes dans un souci de transparence. Le prochain chapitre présente le modèle, les frontières du système, l'allocation des impacts et la nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie retenue pour le développement de la base de données homogénéisée (SLCA). Le quatrième chapitre présente ensuite les différentes méthodes d'évaluation des impacts qui ont été intégrées à la base de données de flux. Une partie importante concerne l'étude du domaine de validité (précision du calcul des impacts). Un cinquième chapitre aborde la problématique de l'articulation des données génériques et spécifiques au cours du processus de conception d'un bâtiment. Une analyse comparative par indicateur et par typologie de matériaux est réalisée sur les données Ecoinvent et FDES. Ce chapitre permet de documenter l'écart qui existe dans l'évaluation environnementale à partir de deux bases de données. Les chapitres 6 et 7 s'intéressent à l'application de méthodes statistiques pour simplifier le nombre de flux et d'indicateurs pour l'ACV des bâtiments. Dans un premier temps, une analyse multidimensionnelle du système d'indicateurs de la base de données est présentée. Puis, une méthode de simplification des modèles de calcul des impacts est présentée au chapitre 7. Elle permet d'identifier, préalablement aux études de cas sur des bâtiments, les flux qui sont prépondérants pour chaque indicateur d'impact. Ces différentes contributions (chapitres 3 à 7) sont ensuite évaluées sur des études de cas de bâtiments réels (chapitre 8).

CHAPITRE 3

DÉVELOPPEMENT D'UNE BASE DE DONNÉES DE FLUX D'INVENTAIRE DE CYCLE DE VIE

3.1. Objectif du chapitre

L'objectif de ce chapitre est de présenter le modèle et la nomenclature retenus dans le cadre du développement d'une base de données homogénéisée de flux d'inventaire de cycle de vie.

À ce jour, différentes bases de données sont utilisées pour l'évaluation environnementale des bâtiments. Il existe des données ACV génériques et des déclarations environnementales spécifiques à des produits (EPD). Cependant, aucune base de données existante ne permet de prendre en compte l'ensemble des inventaires de cycle de vie, qu'ils soient génériques ou fournis par les industriels du secteur du bâtiment français. Par exemple, la base INIES fournit seulement les indicateurs environnementaux des FDES des industriels du bâtiment au format de la norme NF P01-010. Les inventaires de cycle de vie sont quant à eux disponibles dans les rapports de documentation publique des FDES. À l'opposé, la base Ecoinvent fournit à la fois des inventaires de cycle de vie plus détaillés et des indicateurs d'impacts sur des données génériques pas toujours représentatives du contexte français. Par conséquent, les données d'entrée des logiciels pour l'ACV des bâtiments comme ELODIE ou EQUER ne sont, à l'heure actuelle, pas homogénéisées. Les inventaires de cycle de vie n'ont pas le même nombre de flux inventoriés et les indicateurs calculés peuvent être différents.

Dans ce contexte, une base de données d'inventaire de cycle de vie, intitulée SLCA pour « Simplified Life Assessment » [2], a été développée. Le travail a, notamment, consisté à :

- collecter les inventaires de cycle de vie des données ACV utilisées en France (par exemple les données Ecoinvent et les FDES de la base INIES),
- expliciter les choix méthodologiques (par exemple les frontières du système) pour identifier les différences qui existent actuellement entre ces deux jeux de données ACV,
- définir une nomenclature homogène de flux pour regrouper ces différentes données.

Ce chapitre se découpe de la manière suivante. Les trois premières parties détaillent les points ci-dessus. Puis, une quatrième partie présente la structure de la base de données SLCA. Les types de matériaux sont présentés ainsi que les métadonnées prises en compte. Le domaine de validité des inventaires des FDES, la présentation de résultats sélectifs de flux d'inventaire pour quelques typologies de matériaux et une discussion des problèmes méthodologiques sont ensuite abordés. Une dernière partie conclut ce chapitre en présentant les limites de cette base de données.

[2] En effet, nous verrons qu'elle repose sur une nomenclature d'inventaire limitée à 168 flux. Cependant, la nomenclature qui sera retenue (168 flux) pour chaque donnée ACV sur les matériaux, produits et procédés peut aussi être vu comme un niveau de détail très élevé comparé aux paramètres fournis dans la base INIES (10 à 15 indicateurs environnementaux uniquement) ou dans les données Ecoinvent utilisées dans le logiciel EQUER (12 indicateurs environnementaux uniquement).

3.2. Collecte de données ACV sur les matériaux, produits et procédés

La première étape du travail consiste à regrouper les données ACV sur les matériaux, produits et procédés au sein d'une base de données homogénéisée (figure 20). Cette base de données servira ensuite à réaliser des analyses de données et des ACV de bâtiments dans les chapitres suivants. Plusieurs postulats sont posés en ce début de chapitre. Les données collectées doivent correspondre aux données ACV utilisées en France pour réaliser des ACV de bâtiments (en 2010). Le choix s'est donc porté prioritairement sur les données Ecoinvent (version 2.0) et les FDES des industriels du bâtiment publiées jusqu'en 2010. Quelques données complémentaires ont été prises dans la base DEAM (procédés énergétiques) et dans la base européenne ELCD (procédés de fin de vie).

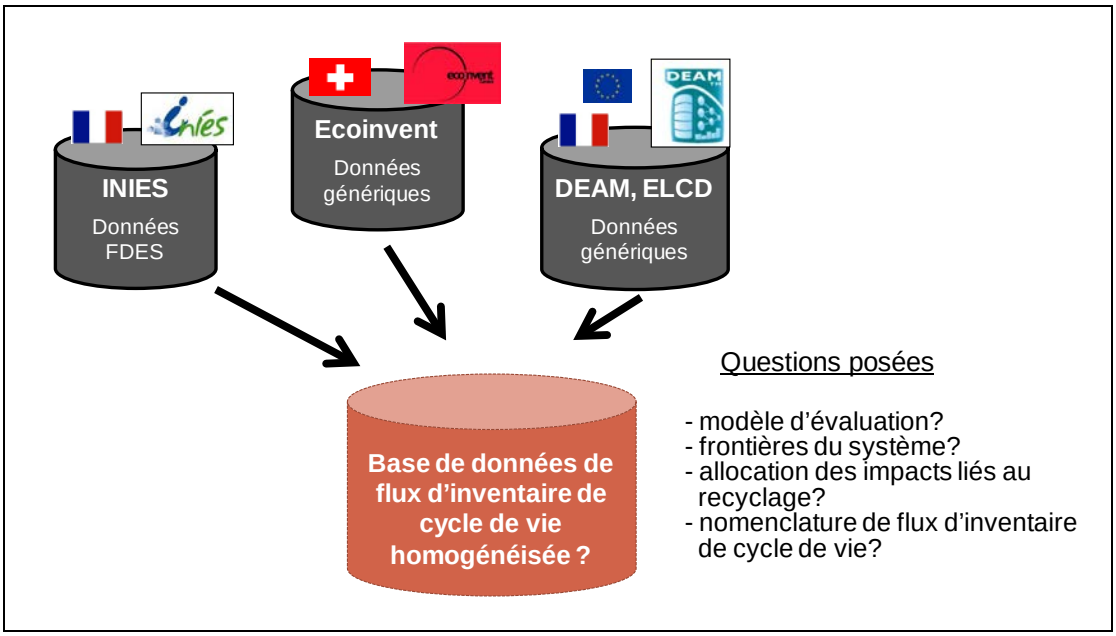


Figure 20. Collecte de données d'inventaire de cycle de vie à partir de bases de données ACV existantes

La procédure d'importation des données est présentée en détail dans les annexes 1 à 3. Au cours de cette phase de collecte de données, l'utilisation de macros Visual Basic a permis d'automatiser l'importation des inventaires de cycle de vie à partir de la base Ecoinvent. Les ICV Ecoinvent ont été téléchargés à partir de la base de données en ligne (Ecoinvent, 2010). En revanche, les ICV des FDES ont dû être scannés à partir du rapport de documentation à l'aide d'outils de reconnaissance optique de chaîne de caractères.

Au-delà de cette phase de collecte de données, il est important d'expliciter les choix méthodologiques de cette base de données de flux, car l'objectif est de la rendre la plus homogène possible. Les points méthodologiques à expliciter concernent : le modèle d'évaluation, les frontières du système, la méthode d'allocation des impacts associés au recyclage, les règles de coupures, la nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie entre autres. La précision des choix méthodologiques de la base de données permettra d'identifier les différences qui existent parmi les données collectées.

3.3. Choix d'un modèle d'évaluation pour la base de données

3.3.1. Frontières du système « bâtiment »

L'objectif de la base de données SLCA est de servir à la réalisation d'évaluations environnementales de bâtiments. Le modèle d'inventaire de cycle de vie se base sur une approche attributionnelle qui cherche à évaluer des impacts environnementaux de technologies moyennes. Le chapitre 1 a montré que la détermination des inventaires de chaque système de produits est déjà soumise, par nature, à la définition de frontières (règles de coupures). Ces données d'inventaire, qui sont représentées mathématiquement par des vecteurs *F* (cf. équations 1 ou 4 en fonction du type d'inventaire de cycle de vie), contiennent les flux environnementaux associés par exemple à la fabrication des matériaux ou à la mise à disposition des procédés de transport, d'énergie et de fin de vie (mise en décharge, incinération, recyclage). Ces différents systèmes de produits peuvent alors être utilisés pour réaliser des analyses de cycle de vie de bâtiments. Il est important de préciser les frontières de l'analyse de cycle de vie d'un bâtiment. Par exemple, les frontières prennent-elles en compte les procédés d'extraction des matières premières, les infrastructures de production ? L'évaluation doit-elle être menée sur le cycle de vie complet ? Est-ce que le procédé de recyclage doit être affecté à la phase de production ou de fin de vie ?

L'évaluation environnementale d'un bâtiment nécessite d'adapter les données d'inventaire de cycle de vie collectées dans la littérature. D'un point de vue mathématique, l'ACV d'un bâtiment reste cependant d'un degré de complexité moindre que la détermination des inventaires cumulés des différents systèmes de produits. Le problème vient alors plus du choix des procédés à inclure dans les frontières du système en fonction des objectifs de l'étude. Le choix des frontières permet ensuite de procéder à l'agrégation des données d'inventaires des différents contributeurs. Les unités fonctionnelles des contributeurs (kg, m², MJ, m^3) sont ensuite pondérées en fonction du projet de bâtiment et des scénarii d'occupation. Par exemple, pour calculer la contribution à l'impact environnemental d'un bâtiment du contributeur « matériaux et produits de construction », il suffit de sommer le produit du vecteur des masses de composants mis en œuvre par le vecteur de flux d'inventaire du matériau ou du produit sur le cycle de vie complet (impacts des phases de production, transport, chantier, utilisation et fin de vie par exemple). La formule de calcul du vecteur d'inventaire sur le cycle de vie complet d'un matériau est présentée à l'équation 5, dans le cas où l'inventaire *F* intègre l'ensemble des phases (avant mise en œuvre dans un bâtiment).

Équation 5. Formule de calcul d'un flux environnemental pour un matériau selon les phases du cycle de vie d'un bâtiment

$$F_{x,\,p} = F_{x,\,p,\,production} + F_{x,\,p,\,transport} + F_{x,\,p,\,chantier} + F_{x,\,p,\,utilisation} + F_{x,\,p,\,fin\,de\,vie}$$

$F_{x,\,matériau}$: flux d'inventaire de cycle de vie x sur le cycle de vie complet du matériau
$F_{x,\,p,\,j}$: flux d'inventaire de cycle de vie x du matériau ou produit p pour la phase du cycle de vie j
m_p : masse de matériau ou produit p

Il n'est pas dans l'objectif de ce chapitre ni de cette thèse de préciser les équations de chaque contributeur. Dans la suite de la thèse, l'analyse est menée uniquement sur le contributeur « matériaux

et produits de construction ». Le projet de norme européenne prEN 15978 ou la thèse de Popovici, présentent les frontières des outils français ELODIE et EQUER plus en détails (CEN, 2010a; Popovici, 2006).

Une nomenclature des phases du cycle de vie d'un bâtiment a été définie pour classer les données d'inventaire de cycle de vie dans la base SLCA en vue des applications. Les phases considérées pour l'analyse de cycle de vie d'un bâtiment ont été fixées à cinq. Il s'agit des phases de production, transport, chantier, utilisation et fin de vie. Elles sont représentées à la figure 21. Ce découpage à l'échelle du bâtiment permet d'être cohérent avec le format de présentation des inventaires de cycle de vie des FDES sur les produits de construction[3].

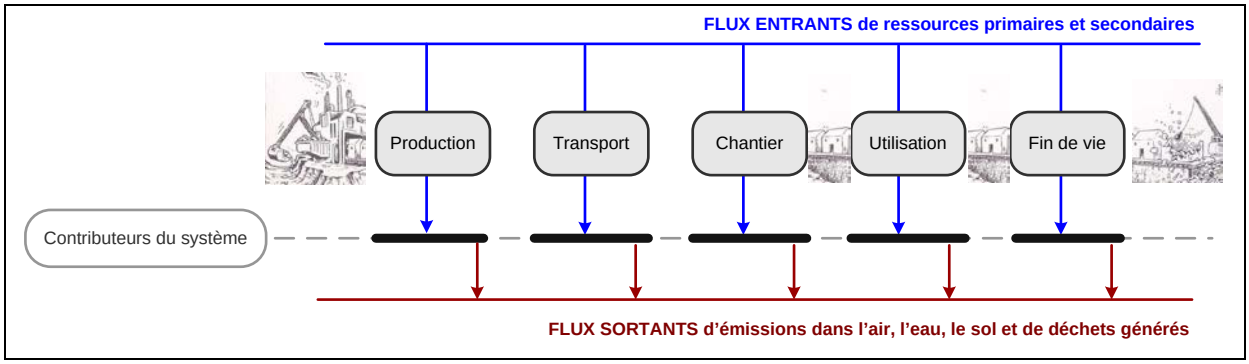


Figure 21. Définition des phases du cycle de vie d'un bâtiment pour classer les inventaires de cycle de vie des données ACV de la base SLCA

Le calcul des données matériaux (de la base Ecoinvent) sur le cycle de vie complet d'un bâtiment peut, ensuite, être réalisé en ajoutant les impacts du transport, des procédés de chantier, de l'utilisation et de la fin de vie. Toutefois, que ce soit pour les données spécifiques (FDES) ou génériques (Ecoinvent), le calcul sur le cycle de vie avant inclusion dans l'ouvrage ne permet pas de prendre en compte par exemple la phase utilisation d'un bâtiment (consommation énergétique et taux de remplacement des produits liés à leur durée de vie qui peut être inférieure à la durée d'analyse environnementale du bâtiment). La modélisation du cycle de vie complet sera réalisée plus précisément dans le chapitre 8 (études de cas de bâtiments pilotes).

À la suite de la définition des frontières du système « bâtiment », la procédure d'allocation des impacts retenue dans la base SLCA pour traiter le recyclage énergétique et matières est maintenant abordée. Nous précisons que, dans les outils pour l'ACV des bâtiments, cet aspect est souvent traité de façon lacunaire. L'objectif de la prochaine partie est donc plus de clarifier l'évaluation du recyclage que de proposer une nouvelle méthode.

[3] Nous précisons, également, que l'ensemble des inventaires de cycle de vie des FDES – intégrées à la base SLCA – ont été transformés et ramenés à la durée de vie totale du produit pour être homogène avec les données Ecoinvent. De même, les phases « mise en œuvre » et « vie en œuvre », terminologie de la norme NF P01-010, sont renommées dans SLCA par « chantier » et « utilisation ». Ce dernier point permet d'être cohérent avec l'évaluation environnementale à l'échelle d'un bâtiment qui comporte d'autres contributeurs pour ces phases (consommation des engins, consommation de chauffage…). Les inventaires de production des matériaux de la base Ecoinvent correspondent à des inventaires « sortie d'usine ». Ils sont donc classés dans la catégorie « production ».

3.3.2. Allocation des impacts liés au recyclage des matériaux

3.3.2.1. Terminologie des termes « déchet, sous-produit et co-produit »

Pour aborder la problématique liée à l'évaluation du recyclage en ACV bâtiment, il y a lieu de préciser les définitions et concepts généraux relatifs aux déchets, sous-produits et co-produits. Ces notions sont généralement définies par des textes législatifs comme par exemple la Directive Européenne Cadre sur les déchets. Un déchet, selon cette directive, correspond alors à toute substance dont le détendeur se défait ou a l'intention ou l'obligation de se défaire (Parlement Européen, 2008).

Dans le cas où un déchet est redirigé vers une filière de valorisation, il perd logiquement son statut de déchet. La Directive Européenne Cadre sur les déchets définit la fin de statut d'un déchet lorsqu'il a subi une opération de recyclage ou de valorisation et qu'il répond aux critères spécifiques suivants :

- *La substance ou l'objet est couramment utilisé à des fins spécifiques*
- *Il existe un marché ou une demande pour une telle substance ou objet*
- *La substance ou l'objet remplit les exigences techniques et respecte la législation et les normes applicables aux produits.*

Directive Européenne Cadre sur les Déchets

Le déchet issu d'un procédé de fabrication récupéré pour une réutilisation ultérieure devient, au niveau de son statut, un sous-produit d'après la Directive Européenne Cadre sur les Déchets lorsque :

- *L'utilisation ultérieure de la substance et de l'objet est certaine*
- *La substance ou l'objet peut être utilisé directement sans traitement supplémentaire autre que les pratiques industrielles courantes*
- *La substance ou l'objet est produite en faisant partie intégrante d'un processus de fabrication*
- *L'utilisation ultérieure est légale, c'est-à-dire que la substance ou l'objet répond à toutes les prescriptions pertinentes relatives au produit, à l'environnement et à la protection de la santé.*

Directive Européenne Cadre sur les Déchets

Enfin, la dernière notion qu'il convient de définir est celle de co-produit. Selon la norme ISO 14040, un co-produit correspond à l'un quelconque de deux produits ou plus, issus du même procédé primaire. Contrairement aux deux flux de matières précédents (déchet et sous-produit), celui-ci partage donc une partie des impacts avec les autres produits générés au cours du procédé primaire de fabrication.

3.3.2.2. Approches existantes

Seules les méthodes existantes en ACV pour traiter le problème d'allocation des impacts des sous-produits et co-produits sont présentées dans cette partie. Les méthodes de calcul de l'impact environnemental des déchets ne sont, quant à elles, pas présentées ici puisqu'elles sont détaillées au chapitre 4. Selon la norme ISO 14044, qui décrit les exigences de la méthode ACV, plusieurs

possibilités existent pour réaliser ce partage d'impacts (ISO, 2006b). La procédure d'allocation des impacts doit être effectuée au stade de l'inventaire de cycle de vie. Trois possibilités peuvent être considérées.

- Éviter l'allocation des impacts. Les frontières du système peuvent également être agrandies afin qu'elles intègrent tous les produits et co-produits générés.
- Si l'allocation ne peut être évitée, une allocation sur une base massique doit d'abord être réalisée pour affecter les flux dans chaque sous-système.
- Les flux d'inventaire peuvent enfin être répartis sur d'autres bases : par exemple économique ou énergétique.

En général, l'allocation massique est préférée, car elle est plus stable que l'allocation économique qui peut être sensible à la fluctuation des prix des matières premières (Ekvall et Finnveden, 2001).

Il existe plusieurs échelles pour affecter correctement les impacts associés au recyclage des matériaux et des produits de construction :

- l'échelle « flux » (définition du statut de la matière récupérée et du déchet valorisé),
- l'échelle « système » (allocation du procédé de recyclage au cours du cycle de vie du bâtiment).

3.3.2.3. Allocation des impacts des matières récupérées et des déchets valorisés

Dans la nomenclature de la base SLCA, les flux entrants de matières récupérées correspondent à des sous-produits, et l'évaluation du recyclage se réalise à l'aide de la méthode des stocks. Elle se base sur le cadre général définie dans la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Il est possible de formaliser le calcul d'un flux d'inventaire d'un sous-produit à l'aide de l'équation 6. Elle s'inspire des travaux de Chen et *al* (2010a).

Équation 6. Formule de calcul d'un flux d'inventaire pour le sous-produit entrant dans le système pour toute phase du cycle de vie d'un bâtiment

$$F_{x,\,p\ (sous-produit/co-produit)} = K_{A,\,entrant} \times F_{x,p\,(primaire)} + F_{x,\,p\,(traitement)}$$

$F_{x,\,p\,(sous\text{-}produit)}$ *: flux d'inventaire de cycle de vie du sous-produit p*
$F_{x,\,p\,(primaire)}$ *: flux d'inventaire de cycle de vie brut du procédé primaire ayant généré, en amont du système évalué, le sous-produit p*
$F_{x,\,p\,(traitement)}$ *: flux d'inventaire de cycle de vie du traitement du sous-produit p*
$K_{A,\,amont}$ *: coefficient d'allocation des impacts du procédé primaire fournissant en amont du système une matière récupérée (sous-produit ou co-produit)*

Dans cette formule, deux termes sont présents : d'une part le flux associé au traitement éventuel de la matière récupérée, pour qu'elle puisse satisfaire son nouvel usage. D'autre part, le flux associé au procédé de production primaire générant le produit principal et le flux de sous-produit. Enfin l'impact du procédé primaire est pondéré d'un coefficient ($K_{A,entrant}$) correspondant au coefficient d'allocation

du sous-produit entrant dans le système (bâtiment). Le flux « $F_{x,p\ (traitement)}$ » représentera le traitement nécessaire pour rendre conforme la matière première secondaire pour son nouvel usage. Dans l'exemple du ciment au laitier, le flux « $F_{x,p\ (traitement)}$ » représente le traitement qu'il a fallu mettre en place pour vitrifier les laitiers de haut fourneau (Chen et *al*, 2010a). De même, il correspond à la voie four électrique pour la production d'acier. Le choix du coefficient $K_{A,entrant}$ est fonction du statut de la matière récupérée. L'équation 7 présente les formules de calcul de ce coefficient.

Équation 7. Formule de calcul du coefficient d'allocation $K_{A,\ entrant}$

$$K_{A,\,entrant} = \begin{cases} \forall\ F_{x,p} = F_{x,p\,(sous-produit)} \Rightarrow K_{A,\,entrant} = 0 \\ \forall\ F_{x,p} = F_{x,p\,(co-produit)} \Rightarrow \begin{cases} K_{A,\,entrant} = \dfrac{m_{(sous-produit)}}{m_{(sous-produit)} + m_{(produit)}} \\ K_{A,\,entrant} = \dfrac{€_{(sous-produit)}}{€_{(sous-produit)} + €_{(produit)}} \end{cases} \end{cases}$$

$F_{x,\,p\,(sous\text{-}produit)}$: flux d'inventaire de cycle de vie x correspondant à un sous-produit pour un système de produit p
$F_{x,\,p\,(primaire)}$: flux d'inventaire de cycle de vie brut du procédé primaire de fabrication du sous-produit p
$F_{x,\,p\,(traitement)}$: flux d'inventaire de cycle de vie du traitement du sous-produit p
$K_{A,\,entrant}$: coefficient d'allocation des impacts du sous-produit introduit comme entrant du système de produits

À ce jour, la définition de la directive Européenne peut être interprétée de la manière suivante. Dans le cas où le procédé primaire de fabrication ne subit aucune modification ou transformation visant à optimiser la production de sous-produit, un sous-produit restera considéré comme tel. Selon l'approche choisie dans la norme NF P01-010, aucun impact associé au procédé primaire ne pourra lui être affecté. Par conséquent, le coefficient d'allocation sera dans ce cas là égal à zéro[4]. Cette définition est importante pour l'évaluation environnementale des bâtiments. Par exemple, les sous-produits industriels incorporés lors de la fabrication du ciment (laitiers de haut fourneau, cendres volantes etc.) ne seront pas chargés d'impacts selon cette définition. Il en va de même pour les énergies récupérées (à partir de pneus ou huiles usagées) qui toujours dans l'exemple du ciment, représentent 27 % de l'énergie consommée dans les cimenteries (Navarro, 2004).

Dans la nomenclature de l'inventaire de cycle de vie, ces flux d'énergies et matières récupérées correspondent donc à des flux intermédiaires (au sens de la norme ISO 14040). Ceci étant, l'incinération de pneus usagers en cimenterie peut également s'assimiler à un procédé remplissant deux fonctions simultanées: le traitement de ces déchets et la production de ciment. Dans ce cas, les impacts liés à cette incinération pourraient être affectés pour partie au traitement de ces déchets, et pour partie à la fabrication du ciment, ce qui induirait une autre méthode d'allocation des impacts.

[4] Dans certains cas, une allocation économique se rapprochera de la méthode des stocks lorsque le coût d'un co-produit sera très inférieur à celui du produit principal généré par le procédé primaire ($K_A \sim 0$).

La figure 22 présente les frontières du système pour l'évaluation du recyclage en entrée et sortie du système de produits quelle que soit la méthode d'allocation (méthode des stocks, allocation massique ou économique). Les frontières du système pour chaque phase sont matérialisées à l'aide d'un trait noir continu. Seules les phases de production (illustrant le recyclage en entrée de cycle de vie) et de fin de vie (illustrant le recyclage en sortie de cycle de vie) sont considérées. Il s'agit en effet des phases pour lesquelles le recyclage des matériaux y est le plus important. Cependant, le recyclage en entrée ou en sortie du système reste valable pour chaque phase du cycle de vie. Le flux en entrée est volontairement dénommé « sous-produit / co-produit » pour montrer que le statut d'une matière récupérée n'est pas figé sur un plan scientifique.

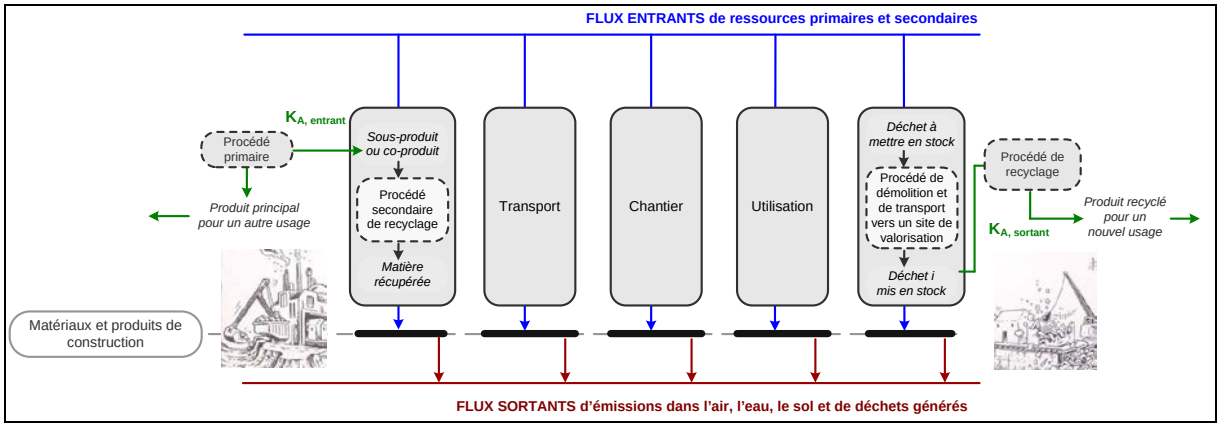


Figure 22. Représentation des frontières du système pour l'évaluation du recyclage dans le modèle ACV bâtiment

Nous notons, sur la figure 22, la présence des coefficients d'allocation des impacts $K_{A,entrant}$ et $K_{A,sortant}$. Le procédé de recyclage a été affecté en fabrication uniquement. En fin de vie, seul un transport vers un centre de recyclage sera alors considéré pour les données matériaux et produits. Cette représentation correspond alors à la méthode des stocks pour traiter le recyclage en boucle ouverte des produits de construction conformément à la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). L'équation 8 fournit la formule de calcul du flux d'inventaire du déchet valorisé en sortie du système. La présence du coefficient d'allocation $K_{A,sortant}$ permet d'affecter une partie des bénéfices du procédé de recyclage ou de ses impacts au système évalué (bâtiment). Son calcul est identique à celui du coefficient $K_{A,entrant}$ présenté à l'équation 7.

Équation 8. Formule de calcul d'un flux d'inventaire pour le déchet sortant du système pour toute phase du cycle de vie d'un bâtiment

$$F_{x,\,p\,(déchet\ valorisé/éliminé)} = F_{x,p\,(mise\ en\ stock)} + K_{A,\,sortant} \times F_{x,\,p\,(traitement)}$$

$F_{x, p\ (sous\text{-}produit)}$ *: flux d'inventaire de cycle de vie du sous-produit p*
$F_{x, p\ (primaire)}$ *: flux d'inventaire de cycle de vie brut du procédé primaire de fabrication du sous-produit p*
$F_{x, p\ (traitement)}$ *: flux d'inventaire de cycle de vie du traitement du sous-produit p*
$K_{A,\,sortant}$ *: coefficient d'allocation des impacts du procédé de recyclage en sortie du système évalué*

Par exemple, le flux « $F_{x,p\ (traitement)}$ » représente le flux d'inventaire associé à l'impact du procédé de recyclage traitant un déchet valorisé. Par exemple, les dalles et murs en béton arrivés en fin de vie (déconstruction de l'ouvrage) peuvent être broyés puis envoyés dans un procédé de recyclage. Les granulats de béton concassé (matières premières secondaires obtenues à partir du produit initial) peuvent alors être utilisés comme sous-couche routière. Le flux « $F_{x,p\ (mise\ en\ stock)}$ » correspond uniquement à la phase de transport du déchet vers l'usine de recyclage (transport et prétraitement éventuel). Après avoir présenté la méthode d'allocation des impacts retenue dans la base SLCA pour affecter les impacts aux matières récupérées ou aux déchets valorisés, la prochaine partie présente maintenant la méthode d'allocation du procédé de recyclage à l'échelle du système « bâtiment ».

3.3.2.4. Allocation des impacts du procédé de recyclage à l'échelle du système « bâtiment »

Allouer les impacts du procédé de recyclage est un choix arbitraire de partage de responsabilité entre celui qui génère le déchet et celui qui l'incorpore sous la forme de matière récupérée (Buhé et *al,* 1997). De nombreux travaux ont déjà été entrepris sur cette thématique. Cependant, il ne semble pas exister de méthode d'allocation idéale, puisque la définition des frontières d'un système reste une procédure arbitraire. Dans le secteur du bâtiment, la majorité des matériaux et produits de construction sont actuellement recyclés en boucle ouverte c'est-à-dire réutilisés pour une autre application que le bâtiment. Le procédé de recyclage est donc à cheval entre plusieurs systèmes évalués (ou plusieurs cycle de vie). Par exemple, le procédé de recyclage du béton concassé est à cheval entre le système « bâtiment » et le système « route » (ou éventuellement un autre bâtiment, le béton concassé pouvant entrer dans la composition d'un radier par exemple). La question est de savoir quelle règle adopter pour l'allocation du procédé de recyclage en évitant un double comptage.

Le marché actuel du recyclage des matériaux montre que les différentes filières n'en sont pas au même point de maturité (ADEME, 2009). Il existe une grande variabilité des taux d'incorporation (part de matériaux recyclés en entrée du système) et des taux de recyclage (part de déchets valorisés en sortie du système) en fonction du type de matériau. Par exemple, l'acier a un taux d'incorporation limité par la demande croissante de ce matériau à l'échelle mondiale. Il est compris entre 0.10 et 0.40 en fonction des applications, par exemple aciers de bardages, aciers de ferraillage (WorldSteel, 2008). Dans le même temps, le taux de récupération de ce matériau dépasse les 50 % en fin de vie et peut atteindre dans certains secteurs, comme celui du bâtiment, environ 90 % (WorldSteel, 2008). Or, l'allocation du procédé de recyclage dans le système « bâtiment » est directement reliée à ces deux paramètres. Dans le premier cas, le modèle évalue le contenu recyclé (procédé de recyclage affecté à la phase de production) tandis que pour le second, il évalue le potentiel de recyclage (procédé affecté en phase de fin de vie).

Dans la base de données SLCA, l'approche de la norme NF P01-010 est adoptée (méthode des stocks). Cette méthode permet de répartir les bénéfices du recyclage entre le système qui génère le produit à recycler et celui qui le consomme. Dans la méthode des stocks, le procédé de recyclage est affecté à la phase de production. Ce choix permet d'évaluer des technologies de recyclage existantes au moment de l'évaluation. Les incertitudes associées à la phase de fin de vie (temporalité des émissions) sont donc moindres. Toutefois, il peut être difficile de définir la position du stock entre deux systèmes de

produits. Pour cela, un document de clarification de la norme NF P01-010 propose deux critères pour définir la position du stock (AFNOR, 2010). Le premier se base sur un critère économique (point d'inflexion entre une perte de valeur d'un produit devenu déchet et une augmentation de la valeur par exemple à l'issue d'un procédé de recyclage). Le second consiste à suivre le cheminement du flux de matière au sein du système, et de considérer la fin du stock lorsque plusieurs chemins possibles pour la valorisation existent.

Le choix effectué pour la base SLCA reste, cependant, un parti pris. Il est justifié par la nécessité de disposer d'une méthode d'allocation cohérente pour l'ensemble des matériaux et produits. L'équation 9 présente la formule de calcul d'un flux d'inventaire pour un produit de construction nécessitant des matières primaires vierges et secondaires pour sa fabrication. Le taux d'incorporation K_{inco} correspond dans l'équation au taux d'incorporation de la matière récupérée.

Équation 9. Formule de calcul du flux d'inventaire de cycle de vie du produit de construction utilisant une fraction de matière recyclée en entrée du système

$$F_{x,\,p} = (1 - K_{inco}) \times F_{x,\,p\,(vierge)} + K_{inco} \times F_{x,\,p\,(inco)}$$

$$avec \quad F_{x,\,p\,(inco)} = F_{x,\,p\,(sous-produit/co-produit)}$$

K_{inco} : taux d'incorporation en entrée du système
$F_{x,p(vierge)}$: flux d'inventaire de la matière première vierge
$F_{x,p(inco)}$: flux d'inventaire de la matière secondaire incorporée.

L'inventaire de cycle de vie du produit en phase de production est donc à la fois fonction de l'inventaire de la matière première secondaire (incorporée), et de l'inventaire de la matière première vierge. L'équation 10 présente maintenant la formule de calcul d'un flux d'inventaire pour un produit de construction en sortie du système.

Équation 10. Formule de calcul du flux d'inventaire de cycle de vie du produit de construction en sortie du système

$$F_{x,\,p} = K_{dech} \times F_{x,\,p\,(dech)} + K_{inci} \times F_{x,\,p\,(inci)} + K_{recy} \times F_{x,\,p\,(recy)}$$

$$avec \quad K_{dech} + K_{inci} + K_{recy} = 1$$

K_{dech} : taux de mise en décharge en sortie du système
K_{inci} : taux d'incinération en sortie du système
K_{recy} : taux de recyclage en sortie du système

Le flux d'inventaire du produit en phase de fin de vie est donc à la fois fonction de l'inventaire de la valorisation matière (recyclage) et des inventaires de mise en décharge et d'incinération.

3.3.2.5. Allocation par impacts évités (méthode alternative)

L'approche par impacts évités est une méthode dite de substitution. Des précédents travaux ont montré que l'approche par impacts évités pour traiter le problème d'allocation est similaire à l'approche par extension du système telle que présentée dans la norme ISO 14 044 (Heijungs et Guinée, 2007). Elle suppose que l'utilisation d'une matière récupérée dans un procédé de production permet d'éviter l'utilisation d'un procédé primaire d'extraction et de mise à disposition de la matière première vierge. La figure 23 représente le principe de cette approche dans le cas du cycle de vie complet d'un bâtiment. Cette méthode est utilisée dans certaines bases de données (par exemple WorldSteel ou ELCD) et logiciels d'ACV bâtiment (par exemple EQUER).

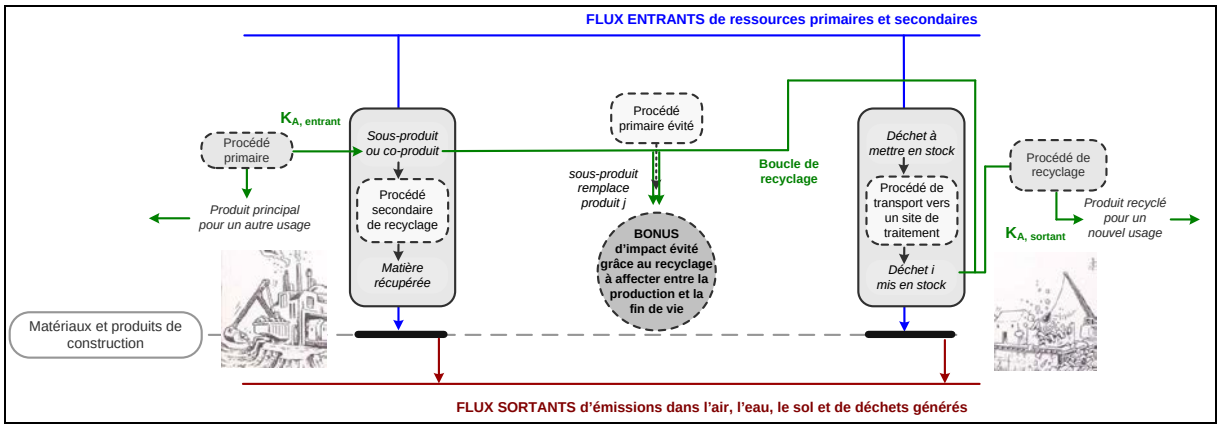


Figure 23. Représentation des frontières du système dans l'approche des impacts évités (boucle de recyclage et crédit d'impacts évités)

La méthode des impacts évités considère qu'il existe un matériau totalement neuf et un matériau totalement recyclé. Ce faisant, il est possible d'affecter le procédé de recyclage en phase de fin de vie à 100 %, ou à 50 % en production et 50 % en fin de vie. D'un point de vue des matériaux de construction, cette méthode est bien adaptée aux matériaux métalliques qui sont actuellement fortement recyclés en fin de vie (90 %), tandis que le taux d'incorporation en fabrication est moindre (10-40 %). Un bonus associé au recyclage au cours du cycle de vie est alors calculé. Cet impact évité peut ensuite être affecté à des parts variables entre la production et la fin de vie. Par exemple, la méthode de prise en compte du recyclage de l'association WorldSteel (industriels de l'acier) calcule un impact évité en considérant le taux de recyclage maximum entre le début et la fin du cycle de vie (WorldSteel, 2008). Cette méthode affecte 100 % de cet impact évité à l'inventaire de production. Par conséquent, l'inventaire de production d'acier modélisé à l'aide de cette méthode aura des impacts bien moindre que l'acier neuf. L'approche retenue dans l'outil EQUER considère, à l'inverse, des taux d'incorporation qui ne sont pas forcément égaux aux taux de recyclage. Elle affecte 50 % de l'impact évité à chaque phase : production et fin de vie (Popovici, 2006). Si la méthode des stocks (retenue, en première approche, dans la base SLCA) est appliquée, alors seul un taux d'incorporation moyen est considéré. Etant donné qu'actuellement, ce taux vaut 40 %, l'inventaire de production de l'acier aura, avec cette méthode, des impacts plus élevés. L'inconvénient de la méthode par substitution à l'échelle du système « bâtiment » est d'agréger des flux d'émissions qui se produisent au cours de plusieurs dizaines d'années dans le cas des bâtiments. L'avantage est, par contre, de valoriser des approches

d'éco-conception de bâtiments de type « design for dismantling » ou « design for recycling ». Par exemple, un produit constitué de béton mélangé à du polystyrène sera beaucoup plus difficile à recycler que deux composants séparés.

Ce type d'approche devrait être utilisé dans une base de données comme SLCA pour réaliser des analyses de sensibilité sur les valeurs d'impact par type de matériaux. Par exemple, un travail sur le bénéfice du recyclage en fin de vie entre l'approche en contenu recyclé et l'approche en potentiel de recyclage a été réalisé (Lasvaux et *al*, 2009). Les résultats montrent que la méthode des stocks est certes cohérente d'un point de vue du partage d'impact (pas de double comptage), mais peut ne pas favoriser en fin de vie le recyclage d'un matériau. Les distances de transport peuvent être relativement élevées vers un centre de recyclage. L'impact du scénario « recyclage », en sortie du système, peut alors être supérieur au scénario « mise en décharge » dans la mesure où l'impact évité, lié au recyclage, n'est pas pris en compte (cf. figure 23).

3.3.3. Précisions des frontières du système pour les phases de production et de fin de vie

La figure 24 présente maintenant le détail des procédés intégrés à la phase de production dans la base de données SLCA. Nous retrouvons les paramètres introduits précédemment : K_A, K_{inco} pour la modélisation du recyclage. Il s'agit d'une représentation théorique pour expliciter le modèle d'évaluation et les variabilités qui existent entre les données ACV Ecoinvent et FDES. Seul le recyclage en entrée du système est représenté. Cependant, le recyclage (en entrée ou en sortie du système) reste valable pour chaque phase du cycle de vie.

Un nouveau coefficient (K_{infra} en orange) est introduit. Il représente la prise en compte des infrastructures de production. Elles correspondent par exemple aux outils de production tels que les usines (cimenterie), les machines, les routes, les moyens de transport et les installations électriques. Elles peuvent être négligés dans les données FDES (règle simplificatrice avec $K_{infra} = 0$), alors qu'elles sont systématiquement intégrés dans les données ACV de la base Ecoinvent. La figure 24 montre une autre variabilité. Elle concerne le procédé de fabrication du produit. Dans certaines applications, un procédé additionnel est nécessaire. Par exemple, c'est le cas de la mise en forme d'une poutrelle en acier (produit fini) à partir d'acier faiblement allié (matière première). Les données FDES, et plus généralement les données ACV sur des produits (et non des matériaux), intègreront ce procédé. De même, une FDES sur un produit de construction est généralement composée d'un matériau principal et de matériaux complémentaires. Le matériau principal représente en général plus de 90 % de la masse du produit. Cependant, les emballages et les produits de préparation nécessaires à la mise en œuvre sur chantier sont intégrés dans les FDES (comme matériaux additionnels) en phase de production conformément à la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Ces trois variabilités ne pourront pas être enlevées dans la base SLCA. Il sera intéressant d'évaluer si elles conduisent à des écarts significatifs sur les paramètres – flux ou indicateurs d'impacts – dans les prochains chapitres.

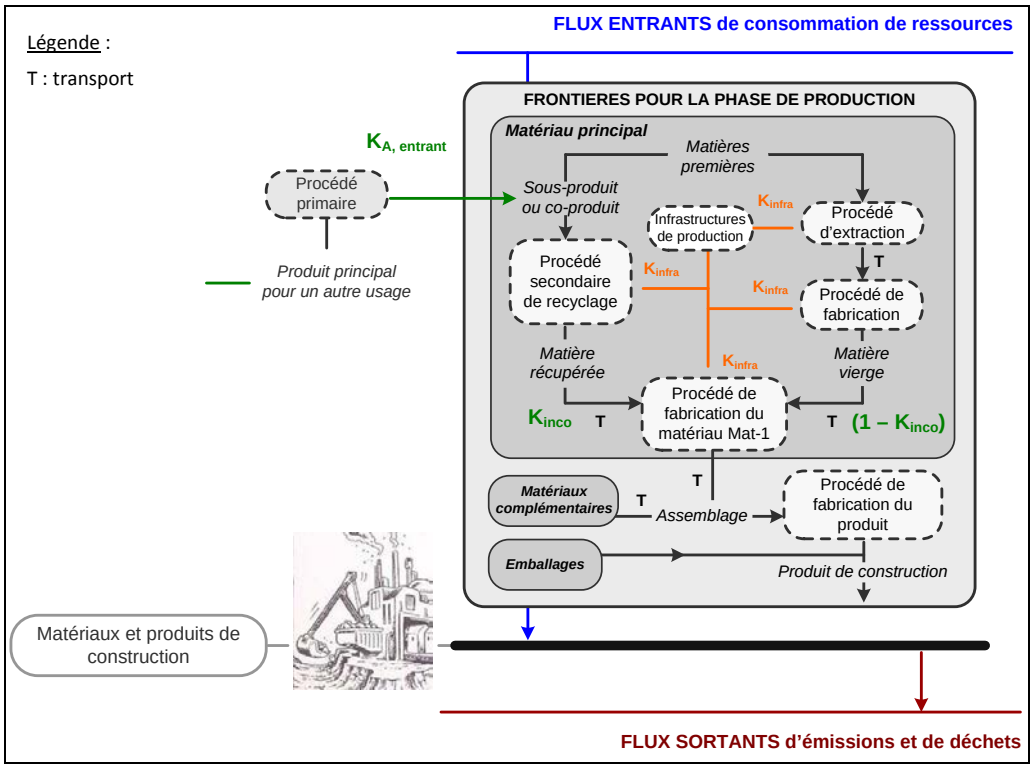


Figure 24. Représentation des frontières du système pour la phase de production dans le modèle ACV bâtiment support à la base de données SLCA

La figure 25 présente maintenant le détail de la phase de fin de vie avec les trois scénarios considérés : mise en décharge, incinération et recyclage. La modélisation de cette phase sera réalisée plus précisément dans le chapitre 8 (études de cas de bâtiments pilotes) de même que les phases de transport sur chantier, mise en œuvre sur chantier et vie en œuvre pendant l'utilisation du bâtiment.

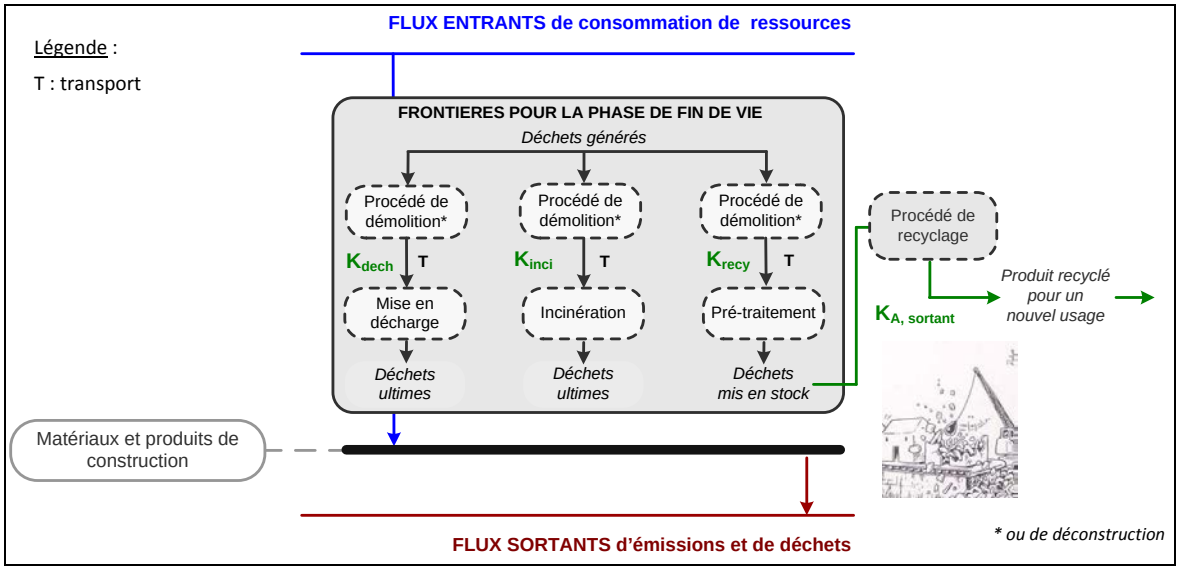


Figure 25. Représentation des frontières du système pour la phase de fin de vie dans le modèle ACV bâtiment support à la base de données SLCA

3.3.4. Règles de coupures

Selon la norme ISO 14 044, plusieurs critères sont utilisés pour décider quels flux doivent être pris en compte dont la masse, l'énergie ou la pertinence environnementale (ISO, 2006b). Dans la norme NF P01-010, il est précisé que la contribution massique des produits intermédiaires non remontés, doit être inférieure ou égale à 2 % de la masse du flux de référence de l'unité fonctionnelle. À l'inverse, pour le calcul des données Ecoinvent, il n'existe pas de limite quantitative pour l'arbre des procédés. Les règles de coupures sont donc traitées de manières différentes dans les données Ecoinvent et FDES.

Dans la méthodologie de réalisation des FDES, une règle de coupure massique est proposée par la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Au moins 98 % du flux de référence doit être remonté. Pour rappel, le flux de référence des FDES contient le produit principal, les produits complémentaires (par exemple les accessoires de pose nécessaires à l'application dans l'ouvrage), les emballages de distribution, les consommables des sites de production pour une consommation annuelle (par exemple huiles, filtre, ou briques réfractaires), et le taux de chute à la mise en œuvre[5]. Cette règle de coupures se calcule donc à partir des matières premières entrantes. Les flux (par exemple l'emballage de distribution), dans la règle de coupures, sont ensuite reportés dans le rapport de documentation de la FDES au sein du flux « produits intermédiaires non remontés ». Ce type de règle de coupure permet de limiter l'arbre des procédés, la collecte des données et donc, le coût de réalisation d'une déclaration environnementale (EPD, FDES).

Dans la base Ecoinvent, le choix d'inclure ou non un produit est laissé à l'expert du centre Ecoinvent responsable de l'étude ACV (Frischknecht et *al*, 2007c). Il n'y a pas de règle quantitative comme pour les FDES. Les données sont, par ailleurs, vérifiées par le comité éditorial de la base de données (revue critique interne). L'approche Ecoinvent respecte la norme ISO 14044, en considérant la pertinence environnementale. En effet, un produit peut être présent à moins de 2 % en masse, mais avoir des impacts importants : c'est par exemple le cas de certaines peintures ou produits de traitement. Néanmoins, il faut préciser que, pour les FDES, les substances classées comme très toxiques (T+), toxiques (T), nocives (Xn) ou dangereuses pour l'environnement (N) selon les directives 67-548/CEE et 92-32/CEE, introduites intentionnellement dans la fabrication d'un produit, quelle que soit leur masse, doivent être quantifiées dans l'inventaire (AFNOR, 2004).

[5] Dans la base SLCA, les inventaires de cycle de vie ne prennent pas en compte le remplacement du produit (taux et périodicité). Par ailleurs, les ICV ont été ramenés pour toute la durée de vie du produit.

3.4. Choix d'une nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie

Les inventaires de cycle de vie existants dans la littérature n'ont pas le même niveau de détails. Par exemple, les données Ecoinvent inventorient jusqu'à 1109 flux élémentaires, tandis que les FDES de la base INIES reportent, en général, 160 à 170 flux élémentaires et intermédiaires. La nomenclature de la base SLCA s'est alors appuyée sur le format d'inventaire le moins détaillé. Il correspond au format minimal de la norme NF P01-010 support aux FDES (AFNOR, 2004). Cette hypothèse est, sans doute, simplificatrice au regard des recommandations de la SETAC, voir par exemple les travaux de Hischier et *al* (2001). Elle permet, d'un autre côté, de rendre possible l'intégration les inventaires de cycle de vie fournis par les industriels du bâtiment (en 2010). En parallèle, des méthodes de classification des flux élémentaires devront être mises au point pour simplifier les inventaires de cycle de vie de la base Ecoinvent. Cette nomenclature réduite permet d'homogénéiser les flux d'inventaire de cycle de vie de l'ensemble des données ACV intégrées dans la base SLCA.

3.4.1. Choix des catégories de flux

La nomenclature d'inventaire de cycle de vie intègre à la fois des flux élémentaires et intermédiaires au sens de la norme ISO 14044 (ISO, 2006b). Par exemple, les flux de consommations d'énergies et de matières récupérées sont considérés comme des flux intermédiaires de l'inventaire de cycle de vie d'après la norme ISO 14040. Par conséquent, dans cette base de données, l'ensemble des flux entrants et sortants seront appelés « flux environnementaux ». La figure 26 présente un schéma des catégories de flux environnementaux entrants et sortants. Dans cette base de données, 9 catégories de flux sont définies dont 4 catégories de flux entrants de ressources consommées et 5 catégories de flux sortants d'émissions de polluants ou de production de déchets. Au total, 168 flux sont pris en compte pour chaque donnée ACV. La nomenclature complète est présentée dans les annexes 4 à 16.

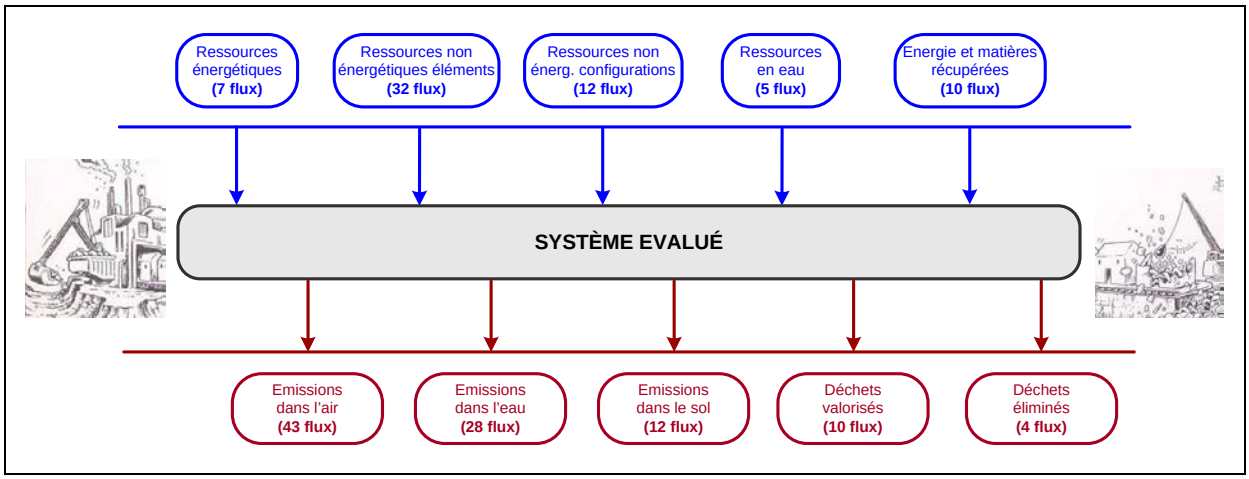


Figure 26. Catégories de flux entrants et sortants considérées dans la base de données SLCA

Les matières premières secondaires et les déchets (valorisés ou éliminés) ne sont pas des flux échangés avec l'écosphère au sens du modèle classique CML (voir figure 9). Cependant, l'inventaire de cycle de

vie, dans la base SLCA, intègre ces flux intermédiaires pour « tracer » leurs consommations. En parallèle, les procédés en amont (recyclage) et en aval (traitement des déchets) sont tout de même intégrés au cycle de vie complet pour éviter le risque de déplacement de pollution.

3.4.1.1. Catégorie de flux de consommation de ressources énergétiques

Dans cette catégorie, les ressources renouvelables (bois, solaire, éolien, hydraulique, géothermie) et non renouvelables (charbon, lignite, gaz naturel, pétrole et uranium) sont prises en compte. Le détail de la nomenclature des flux de consommation de ressources énergétiques est présenté en annexe 5.

La comptabilisation des flux de ressources renouvelables s'effectue par sommation de ces ressources au sein d'un flux agrégé. Il correspond à l'indicateur d'énergie renouvelable de la norme NF P01-010. La prise en compte de ces ressources renouvelables se justifie du point de vue environnemental par le fait que la production d'énergie renouvelable, quelle qu'elle soit, mobilise une ressource finie (surface, potentiel hydraulique, etc.) et donc, une partie du potentiel d'énergie renouvelable disponible (Chevalier et *al*, 2009). Le bois est, ensuite, considéré comme une ressource énergétique dans la base de données. Toutefois, ce choix reste arbitraire. Il est cependant justifié par le besoin de classer les flux de ressources suivant une nomenclature identique à celle des formats d'inventaires des FDES (en 2010). La quantité de bois consommée doit donc être inventoriée au sein de ce flux exprimé en masse. Le contenu énergétique du bois se calcule ensuite à l'aide de son pouvoir calorifique. Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) est considéré pour être homogène avec la norme NF P01-010. Il permet de se ramener à un flux énergétique exprimé en MJ.

Le bois, utilisé dans le secteur de la construction, sert cependant de ressource à la fois énergétique et non énergétique. Par exemple, il peut être utilisé comme entrant énergétique dans certains procédés de fabrication, mais également comme matériau de construction (structure porteuse, éléments de second œuvre). Dans le premier cas, il est consommé en tant qu'énergie procédé, tandis que dans le second cas il mobilise une certaine énergie matière. Par exemple, pour le bois lamellé-collé, 62 % de la valeur du flux énergétique de ressources renouvelables correspond à de l'énergie uniquement mobilisée par le matériau bois (équivalent au PCI), tandis que 34 % de la valeur correspond à de l'énergie consommée dans le procédé de fabrication de ce produit, les 4 % restant correspondants à de l'énergie hydraulique (SNBL, 2009). L'ensemble du bois utilisé est donc comptabilisé comme ressource énergétique, même si une partie n'a pas encore été consommée et ne le sera peut être jamais en fonction des scénarios de fin de vie retenus lors de l'étude ACV. D'un point de vue méthodologique, l'énergie matière contenue dans ce type de ressources (bois, charbon, pétrole) devrait toujours être comptabilisée en entrée du système, afin de boucler les bilans énergie et matière. Cependant, comme alternative à la nomenclature actuelle, il pourrait être envisagé de différencier la part mobilisée de la part réellement consommée dans le procédé de fabrication. Par exemple, la nomenclature de la base hollandaise IVAM considère le bois utilisé comme vecteur énergétique « used as fuel » et le bois utilisé comme matériau « used as material » (IVAM, 2010b). Dans ce dernier cas, le bois serait classé dans la catégorie « consommation de ressources non énergétiques ». Cette nomenclature aurait pour avantage d'être plus facilement interprétable par des non-experts (par exemple les acteurs de la construction), tout en conservant la rigueur de l'ACV (Chevalier et *al*, 2009). Pour le flux de bois mobilisé, des pistes de valorisation énergétique en fin de vie du bâtiment, par exemple, au moyen de scénarios contemporains ou

probabilistes pourraient alors être étudiés, permettant de tirer parti de cette énergie potentielle. Cette discussion sur le bois est également valable pour les flux de charbon et de pétrole. Il faut également préciser que la réglementation thermique française (RT 2005) distingue la consommation d'énergie renouvelable limitée en flux (bois, hydro-électricité, géothermie, éolien etc.) de l'énergie solaire thermique ou photovoltaïque produite localement. Cette dernière n'est actuellement pas comptabilisée dans le bilan. Il serait effectivement possible de considérer que la consommation d'énergie produite dans le bâtiment lui-même ne prive pas d'autres utilisateurs d'une ressource. La différence entre le calcul thermique réglementaire et les conventions utilisées dans l'élaboration des données ACV (Ecoinvent et FDES) devra alors être gérée dans les outils d'ACV bâtiment intégrant la phase d'utilisation.

3.4.1.2. Catégorie de flux de consommation de ressources non énergétiques

Dans cette catégorie, plusieurs types de ressources sont considérés. Les flux dits de « configurations » au sens de Guinée (2001), correspondent à des flux de matières comme l'argile, la bentonite, le calcaire, le gravier ou le sable. Le secteur de la construction reste, en effet, un des principaux secteurs, responsable de la production de 408 millions de tonnes de granulats en France en 2008 (IFEN, 2010). La nomenclature intègre, également, les flux de ressources dits « éléments ». Ces flux sont appelés ainsi puisqu'ils se ramènent à chaque fois à l'élément chimique leur correspondant. Les annexes 6 et 7 présentent la nomenclature des flux de ressources non énergétiques (éléments et configurations). Enfin, le flux additionnel « autres flux de ressources éléments » permet de prendre en compte les ressources inventoriées par la base Ecoinvent, mais qui ne peuvent être classées dans la nomenclature de la base SLCA.

3.4.1.3. Catégorie de flux de consommation d'eau

Au niveau français, la consommation brute d'eau douce est de l'ordre de 34 milliards de m^3 par an, soit 540 m^3 par habitant (IFEN, 2010). Le secteur de la construction contribue à cette consommation d'eau de manière non négligeable, ce qui explique la prise en compte de ces flux. Dans cette catégorie de flux, les différents prélèvements d'eau en provenance de la nappe phréatique des lacs, rivières et océans, ainsi que de l'eau potable du réseau (flux intermédiaire non remonté de l'inventaire) sont considérés. Par contre, la consommation d'eau liée au fonctionnement des turbines ou au refroidissement n'est pas prise en compte dans la base SLCA. La nomenclature des flux de consommation d'eau est présentée en annexe 9. Le choix d'inventorier la consommation d'eau brute est discutable. En effet, la plus grande partie de l'eau prélevée retourne au milieu naturel. Il pourrait alors être intéressant de ne considérer que les prélèvements nets, qui s'élèvent à 91 m^3 par habitant et par an en France (Peuportier, 2008). Cette approche nécessiterait de calculer le prélèvement net correspondant à la consommation d'eau potable dans un bâtiment, en tenant compte, par exemple, de l'évaporation. Toutefois, dans la base de données développée, seule la consommation brute est évaluée.

3.4.1.4. Catégorie de flux de consommation d'énergie et de matières récupérées

Selon la norme ISO 14044 (ISO, 2006b), les flux d'énergie et de matières récupérées correspondent à des flux intermédiaires de l'inventaire. L'ensemble de ces ressources secondaires ne sont pas chargées de l'impact des procédés primaires qui les ont générés. Seul l'impact associé à leur traitement pour satisfaire leur nouvel usage est modélisé à l'aide de la méthode des stocks (valable pour les matières récupérées). La nomenclature des flux de consommation d'énergie et de matières récupérées est présentée en annexe 10. À l'image des énergies renouvelables, il faudra s'assurer de la cohérence entre cette approche et le calcul des impacts liés aux consommations d'énergie en phase d'utilisation (par exemple dans le cas d'un chauffage urbain alimenté par l'énergie issue de l'incinération des déchets).

3.4.1.5. Catégorie de flux d'émissions dans l'air

Plusieurs spécificités sont à noter concernant la catégorie de flux d'émissions dans l'air. De nombreux flux élémentaires ont été agrégés dans cette nomenclature, alors que plusieurs études préconisent de les inventorier séparément, par exemple le guide ILCD (JRC, 2010c) ou les recommandations de la SETAC (Hischier et *al*, 2001). Il s'agit principalement des hydrocarbures et des composés organiques volatils. De même, les différents composés organiques et inorganiques fluorés, chlorés et halogénés ainsi que les métaux non spécifiés se retrouvent, dans cette nomenclature, agrégés au sein de 8 flux seulement. La nomenclature des 39 flux d'émissions dans l'air est présentée en annexe 11. Il faut préciser que c'est, en partie, à cause de ces hypothèses simplificatrices que la nomenclature de la base SLCA peut être réduite à 168 flux, dont 39 flux d'émissions dans l'air. La prise en compte des hydrocarbures ou autres composés de manière séparés, entraînerait inévitablement une augmentation du nombre de flux environnementaux. Or, la base SLCA a pour objectif d'intégrer les FDES des industriels qui comportent des flux d'émissions agrégés. Il est donc nécessaire de travailler avec une nomenclature réduite puis d'évaluer sa précision par exemple pour le calcul des impacts.

3.4.1.6. Catégorie de flux d'émissions dans l'eau et le sol

Dans la catégorie des flux d'émissions dans l'eau, les principales agrégations de flux concernent à nouveau les hydrocarbures, les différents composés chlorés, fluorés, phosphorés, azotés et les métaux non spécifiés. La nomenclature des 28 flux d'émissions dans l'eau est présentée en annexe 12. Dans la catégorie des flux d'émissions dans le sol, les principales agrégations de flux concernent les biocides et les métaux lourds non spécifiés. La nomenclature des 12 flux d'émissions dans le sol est présentée en annexe 13.

3.4.1.7. Catégorie de flux de déchets valorisés

Dans cette catégorie, les flux de déchets valorisés traduisent de manière quantitative la mise en stock de déchets pour un recyclage ultérieur. Pour l'énergie mise en stock, l'inventaire renseigne le gisement d'énergie potentiellement récupérable par un autre système de produit, mais cette énergie ne rentrera pas en compte dans l'indicateur d'énergie primaire totale, conformément à la méthode des stocks. D'un point de vue méthodologique, seuls les impacts liés à la dépose, au transport et éventuellement

au prétraitement jusqu'à la mise en stock du déchet valorisé sont pris en compte. Dans la base SLCA, les flux de déchets valorisés sont inventoriés sur la base de filières de recyclage existantes et pérennes (scénarios contemporains), mais sans prendre en compte l'impact environnemental de ces filières : il n'est pas alors vraiment possible de parler de cycle de vie complet. Ceci peut avoir des conséquences importantes dans le cas de l'incinération par exemple. Par exemple, par rapport à une méthode d'allocation de type 50/50 (impacts évités affectés pour moitié à celui qui génère le déchet et pour moitié à celui qui le réutilise), la méthode des stocks favorise l'incinération des déchets en fin de vie, mais défavorise le chauffage urbain alimenté par un incinérateur. Une autre solution pourrait consister à affecter le bénéfice à l'aide d'une méthode de type 50/50, mais qui nécessiterait la définition d'un procédé « évité ». Aucune méthode n'est donc idéale, et le choix reste lié aux objectifs de l'étude. La nomenclature des flux sortants de déchets valorisés est présentée en annexe 14.

3.4.1.8. Catégorie de flux de déchets éliminés

Le secteur du bâtiment est un secteur générant une quantité élevée de déchets inertes, non dangereux et dangereux (IFEN, 2010). Parmi les déchets dangereux, ce secteur produit, par exemple, des peintures, vernis, bois traités et oxydes de métaux lourds entre autres. Ce type de déchets contenant des substances toxiques doivent être traités à part. Ils sont définis dans le décret n°2005-540 du 18 avril 2002 (Journal Officiel, 2007). En ce qui concerne les déchets non dangereux, il s'agit de déchets non inertes, qui sont traités ou stockés dans les mêmes installations que les déchets ménagers. Cette catégorie de déchets comporte : les métaux, les verres spéciaux, le bois, les plastiques, les papiers, le carton et le plâtre. Enfin, parmi les déchets inertes, déchets ne subissant pas de modification physique, chimique ou biologique importante, nous trouvons les matériaux à dominante minérale tels que les bétons, pierres, céramiques, verre, laines minérales, fibres-ciment (CGDD, 2010). Dans cette catégorie, les flux intermédiaires (déchets dangereux, non dangereux et inertes) permettent uniquement de « tracer » les volumes générés par le système. Les impacts des procédés de traitement de ces déchets sont pris en compte dans les frontières du système de la base SLCA. Le dernier flux de cette catégorie concerne les déchets radioactifs générés essentiellement par la production d'électricité nucléaire. Ils sont également d'importance dans le secteur de la construction (Peuportier, 2008). Pour ce type de déchet, il n'existe pas de données sur les impacts du stockage sur une durée qui peut être très longue. Seul un volume de stockage est alors comptabilisé. La nomenclature des flux de déchets éliminés et de déchets radioactifs est présentée en annexe 15.

3.4.1.9. Catégorie de flux additionnels

Cinq flux additionnels à la nomenclature proposée dans la norme NF P01-010 ont été rajoutés. Il s'agit des flux d'émissions dans l'air des dioxines, de dioxyde de carbone stocké par la biomasse lors de la photosynthèse et enfin des trois flux de dioxyde de carbone biomasse, méthane biomasse et monoxyde de carbone biomasse. Cette différentiation a permis d'analyser l'influence de la caractérisation des dioxines en supplément des flux d'émissions dans l'air inventoriés (Peuportier et *al*, 2010). De même, les flux d'émissions liés à la biomasse permettent de réaliser une analyse de sensibilité sur le bilan CO_2 sur des études de cas de bâtiments. La nomenclature des flux d'émissions dans l'air, additionnels à ceux de la norme NF P01-010, est présentée en annexe 16.

3.4.2. Classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent

Faire correspondre les quelques 1100 flux élémentaires de la base Ecoinvent avec les 168 flux considérés dans la base SLCA a nécessité la mise en place d'une méthode de classification (dénommée CLASI). Dans la base SLCA, les flux élémentaires Ecoinvent ont été regroupés selon les hypothèses présentées à la partie 3.4. Pour rappel, elles correspondent à la nomenclature minimale d'inventaire de la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Cette démarche reste toutefois paramétrable en fonction des objectifs de l'étude et du niveau de précision recherché. La figure 27 présente un schéma de principe général de la méthode CLASI.

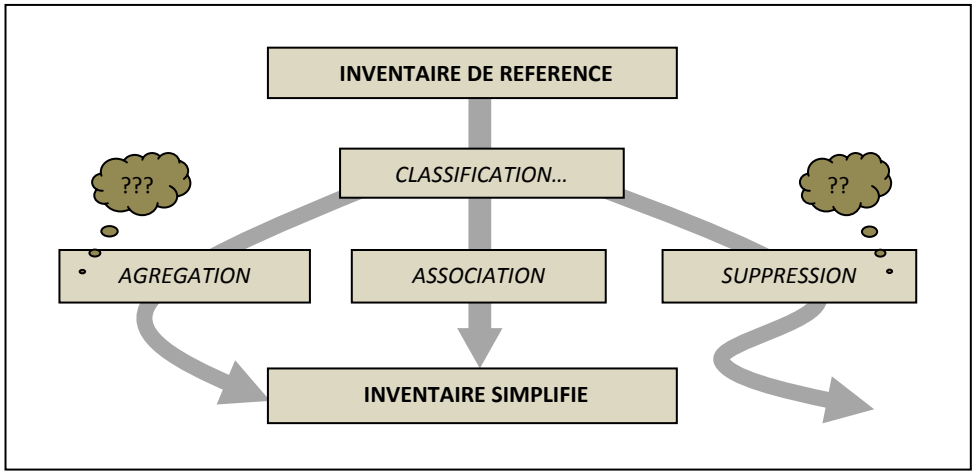


Figure 27. Schéma de principe de la méthode CLASI développée

Un des points clés de cette méthode consiste soit à :

- associer directement un flux élémentaire de la nomenclature d'inventaire Ecoinvent avec son homologue de la nomenclature de flux de la base SLCA,
- agréger un flux élémentaire au sein d'une même famille de flux de la base SLCA (par exemple le flux de styrène agrégé au sein des hydrocarbures),
- supprimer un flux élémentaire c'est-à-dire de ne pas le prendre en compte dans la nomenclature d'inventaire de la base SLCA.

Dans la suite de cette partie, la méthode CLASI est uniquement illustrée dans le cas de la base Ecoinvent, même si elle reste valable et similaire lorsqu'il s'agit de simplifier d'autres inventaires issus de bases de données ACV (base DEAM ou ELCD). L'ensemble des hypothèses de classification sont présentées dans les annexes 17 à 33. Il faut préciser que les choix effectués à ce stade ont des conséquences potentielles sur le domaine de validité de cette base de données (à l'échelle de l'inventaire de cycle de vie et de la caractérisation des impacts) et donc sur son exploitation (analyses statistiques, études de cas d'ACV bâtiment).

3.4.2.1. Agrégation des sous-catégories de flux élémentaires

La nomenclature de flux de la base Ecoinvent se décompose en deux parties. Tout d'abord, quatre catégories de flux élémentaires sont définies: air, eau, sol et ressources. Puis, pour chacune des catégories, plusieurs sous-catégories sont définies. Elles permettent d'identifier le type de compartiment d'extraction de ressources ou d'émission de polluants. Au total, vingt sous-catégories sont définies. L'ensemble de ces sous-catégories sont présentées au tableau 8.

Tableau 8. Catégories et sous-catégories des flux élémentaires de la base Ecoinvent

Catégories de flux élémentaires de la base Ecoinvent			
AIR	**RESOURCE**	**SOIL**	**WATER**
Sous-catégories de flux élémentaires de la base Ecoinvent			
High population density	*In air*	*Agricultural*	*Ground-*
Low population density	*Biotic*	*Forestry*	*Ground-, long term*
Low population density, long term	*In ground*	*Industrial*	*River*
Lower stratosphere + upper stratosphere	*Land*	*Unspecified*	*River-, long term*
Unspecified	*In water*		*Lake*
			Ocean
			Fossil-
			Unspecified

La catégorie « water » compte par exemple 8 sous-catégories, tandis que les trois autres catégories comptent entre quatre et cinq sous-catégories. La base Ecoinvent définit à trois reprises des sous-catégories pour les émissions de substances à long terme correspondant aux radioéléments émis dans l'air et dans l'eau. Un exemple d'explication des sous-catégories est maintenant donné pour la catégorie « air ». Le tableau complet est présenté en annexe 18. Dans cette catégorie, il est fait distinction des émissions à proximité des habitations (par exemple liées aux industries), dans des zones peu peuplées (par exemple liées à l'extraction des ressources), dans la troposphère (par exemple liées au transport aérien), ou qui auront lieu dans plusieurs dizaines d'années (par exemple les émissions associées à l'uranium). Ainsi, pour le flux d'émission de dioxyde de carbone, il n'y en aura pas un mais cinq, ce qui permet de connaître la sous-catégorie d'émission. Le niveau de détail par sous-catégorie se justifie dans une base de données comme Ecoinvent. Elle a une dimension internationale et doit servir de référence aux différents secteurs économiques. En revanche, pour le secteur français de la construction, nous pouvons questionner l'utilité de ces sous-catégories. Par exemple, les matériaux et produits de construction ne sont en général pas transportés par avion. Dès lors, la sous-catégorie « lower stratosphere + upper stratosphere » n'est pas vraiment utile. Elle entraîne également une augmentation du nombre de flux de l'inventaire qui ne va pas dans le sens de la démarche de simplification du modèle ACV proposé dans ce travail (cf. figure 17). Par conséquent, l'ensemble des flux élémentaires, au départ par sous catégorie, seront agrégés dans la suite. Nous ne seront donc plus en mesure de différencier l'émission de particules fines dans une zone fortement

urbanisée et dans une zone faiblement urbanisée. Il faut, alors, garder à l'esprit que certains flux sont émis à l'intérieur des bâtiments (par exemple les flux liés à la vie en œuvre des produits comme les colles, peintures, etc.). Ces émissions ont un impact potentiel sur la santé beaucoup plus important que des émissions extérieures, ce qui militerait, dans ce cas d'application, pour l'ajout d'une sous-catégorie « indoor emissions ».

3.4.2.2. Suppression d'une partie des flux élémentaires

La suppression de flux élémentaires a concerné, au démarrage de cette étude, les flux de substances radioactives (ou radioéléments) exprimés en kilobecquerel (l'unité de mesure courante de la radioactivité), les flux d'occupations et de transformations de sol liées à toute activité économique exprimée en m^2 par an et m^2 (à l'exception de l'activité de mise en décharge), et les flux de chaleur à partir des déchets en MJ (« waste, heat »). La première explication de cette suppression de flux élémentaires est liée à la nomenclature d'inventaire de cycle de vie de la base SLCA qui ne permet pas de les prendre en compte (cf. partie 3.4). Ce choix peut être discuté *a posteriori*.

Les flux de radioéléments sont responsables de radiations ionisantes qui peuvent potentiellement entraîner des impacts non négligeables sur la santé humaine. De plus, les méthodes d'évaluation des impacts de la base Ecoinvent caractérisent ces flux, notamment la méthode Eco-indicateur 99 ou IMPACT 2002+ (Jolliet et *al*, 2005). Ces flux se retrouvent essentiellement dans le secteur nucléaire à la fois consommateur et émetteur de radioéléments. La perte de ces émissions au stade de l'inventaire limite donc l'exhaustivité de l'évaluation environnementale puisque la base SLCA ne sera plus en mesure d'évaluer ce type d'impact. Toutefois, le flux intermédiaire de déchets radioactifs, pris en compte dans la nomenclature de l'inventaire, permet d'évaluer la quantité de déchets générés par la production d'électricité nucléaire. Nous supposons qu'il constitue une approximation suffisante de cet impact lié aux radiations ionisantes.

La prise en compte des flux d'occupation et de transformation de sol dans la base Ecoinvent permet d'inventorier l'usage du sol. Chaque système de produits délivrant une certaine unité fonctionnelle transforme, en effet, au cours de son cycle de vie, des sols vierges en sols artificiels, et mobilise des surfaces de sol pour les usines de production. Cet aspect est particulièrement important pour les produits issus des secteurs agricoles et forestiers (Frischknecht et *al*, 2007c). Cependant, ces méthodes ne sont pas jugées aujourd'hui suffisamment matures (tant dans la construction des inventaires que dans l'évaluation des impacts) et ne sont à ce titre pas reprises, par exemple, dans les normalisations française et européenne pour l'évaluation de la performance environnementale des bâtiments (AFNOR, 2009; CEN, 2010a). Cette problématique a donc été mise de côté, en première approche, même s'il conviendra de la reconsidérer ultérieurement.

Enfin, les flux de chaleur produite à partir des déchets ou « waste, heat » correspondent à la chaleur dissipée qui pourrait être récupérée au cours du cycle de vie d'un système de produits. Par exemple, ces flux de chaleur peuvent servir à alimenter un réseau de chaleur. Il existe, à l'image de l'évaluation du recyclage, plusieurs méthodes d'allocation des flux (méthode des stocks, impacts évités). Dans l'inventaire de cycle de vie de la base SLCA, ces flux ne sont pas alloués au système étudié, mais au système suivant utilisant cette forme d'énergie. Ce choix permet d'être cohérent avec la méthode des

stocks retenue pour évaluer le recyclage au sein du système. Ces flux, supprimés dès le départ, ne sont pas détaillés dans la suite de cette partie. Le lecteur intéressé par le détail de ces flux élémentaires (nom, type, sous catégorie) est renvoyé vers le CD-ROM de la nomenclature de la base Ecoinvent ou vers les rapports méthodologiques disponibles sur le site internet (Ecoinvent centre, 2010).

3.4.2.3. Classification des flux élémentaires dans les catégories de consommation de ressources

Une synthèse quantitative de la classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent vers la base SLCA est présentée en annexe 19. Elle permet de visualiser le nombre de flux élémentaires directement associer aux flux de la nomenclature de SLCA, ceux qui ont nécessité une agrégation et enfin ceux qui n'ont pas été pris en compte. L'annexe 20 présente une synthèse quantitative de la classification des flux entrants (consommation de ressources) de la base Ecoinvent vers la base SLCA. L'annexe 21 présente une synthèse quantitative de la classification des flux sortants (émissions dans l'air, l'eau et le sol, production de déchets) de la base Ecoinvent vers la base SLCA.

La base de données Ecoinvent inventorie 16 flux de ressources énergétiques. L'annexe 22 présente les hypothèses de classification de ces flux de consommation de ressources énergétiques dans la base SLCA. Une remarque, à partir de ce tableau, concerne la méthodologie d'évaluation de l'énergie issue de la biomasse exprimée sous la forme de pouvoir calorifique. En effet, dans la méthodologie du calcul des FDES, le pouvoir calorifique inférieur (PCI) a été retenu tandis que dans les inventaires des données Ecoinvent, le pouvoir calorifique supérieur (PCS) a été considéré (Werner et *al*, 2007). Toutefois, le flux d'énergie biomasse (en MJ) à partir des inventaires Ecoinvent n'a pas été recalculé à l'aide des PCI retenu dans le calcul des FDES et a été agrégé au sein du flux d'énergie renouvelable. La sensibilité de cette différence méthodologique ne pourra donc pas être évaluée dans la base SLCA.

La base de données Ecoinvent inventorie 123 flux de ressources non énergétiques au total (cf. annexe 23). La quantification de ces ressources prend en compte à la fois l'élément en question (par exemple l'aluminium) mais également son contexte d'extraction (minerai d'origine, gisement brut). Cette approche relativement précise permet notamment de quantifier les impacts amont derrière l'extraction d'un kilogramme d'un élément. Le tableau 9 présente un exemple de la nomenclature Ecoinvent. L'extraction d'un kilogramme d'aluminium (flux élémentaire dans la base Ecoinvent) entraîne la mobilisation de 4,17 kg de bauxite (minerai d'aluminium) et de 9,1 kg de gisement brut (impact amont sur les ressources). Cet exemple est repris à la figure 28.

Tableau 9. Exemple du flux élémentaire d'aluminium de la base Ecoinvent

Quantité	Nomenclature des flux élémentaires de ressources dans la base Ecoinvent	Signification du flux
1 kg	Aluminium, 24% in bauxite, 11% in crude ore, in ground	Extraction de 1 kg d'aluminium dans 4.2 kg de bauxite (Al_2O_3) et dans 9.1 kg de gisement brut

Le passage entre élément (par exemple Al) et minerai ou composé de l'élément (par exemple Al_2O_3) doit se faire au moyen de coefficient de conversions basées sur les masses molaires des atomes de chaque ressource. Pour le passage du gisement brut au composé ou à l'élément, il y a lieu de connaître la concentration de l'élément dans le gisement ce que permet la nomenclature de l'inventaire Ecoinvent.

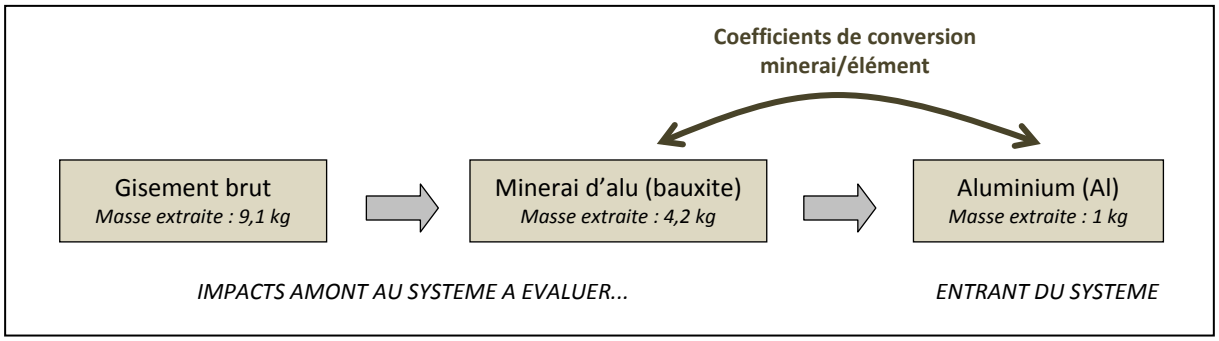


Figure 28. Inventaire des ressources non énergétiques et impacts amont : exemple de l'aluminium

Dans le cas où les flux de ressources de l'inventaire de la base SLCA sont définis uniquement à l'échelle de l'élément, le travail consiste à ramener l'ensemble des flux sur cette même échelle homogène (l'élément chimique) au moyen d'un coefficient de conversion $K_{élément}$ adimensionnel. Ainsi tous les minerais ou composés inventoriés se voient pondérer par un coefficient de pondération pris en compte à la fois dans la base Ecoinvent ou plus récemment dans le Vadémécum pour la réalisation des FDES (AIMCC, 2009). La formule de calcul est la suivante :

Équation 11. Formule de calcul du coefficient de conversion entre élément et minerai

$$F_{x,\,p\,(élément)} = F_{x',p\,(minerai)} * K_{élément}$$

$$avec \quad K_{élément} = \frac{M_{élément}}{M_{minerai}}$$

$F_{x,p\,(élément)}$: flux environnemental x élément de la base SLCA pour le système de produits p
$F_{x',p\,(minerai)}$: flux élémentaire x' de minerai de la base Ecoinvent pour le système de produits p
$K_{élément}$: coefficient de conversion minerai-élément
M : masse molaire exprimée en $g.mol^{-1}$

Par exemple, le calcul du coefficient de conversion dans le cas du flux d'ulexite (minerai de bore) de l'inventaire Ecoinvent donne:

$$K_{bore} = \frac{M_{bore}}{M_{ulexite}} = \frac{M_B}{M_{NaCaB_5O_6(OH)_6.6H_2O}} = \frac{54.055}{423.247} = 0.130$$

Les coefficients $K_{élément}$ peuvent être déterminés à la formule précédente pour les deux autres minerais (borax et colemanite). La formule de calcul de la masse de bore à partir de ces trois flux de minerais de la base Ecoinvent est alors la suivante :

Bore (B) = Borax, in ground x 0.113 + Colemanite, in ground x 0.158 + Ulexite, in ground x 0.130

Distinguer l'élément du minerai au niveau des flux de ressources entrant dans le système permet notamment d'être cohérent si, par la suite, les facteurs de caractérisation d'un indicateur d'impact sur les ressources sont définis à l'échelle de l'élément et non du minerai (et réciproquement). Les coefficients pour les différents flux de ressources sont reportés en annexe 24. Ce tableau contient des flux de minerais de la base Ecoinvent mais également de la base DEAM (base support à la détermination des FDES).

Les hypothèses de classification des flux de consommation d'énergie et matières récupérées sont présentées en annexe 26. La classification des flux d'énergie et de matières récupérées à partir de la base Ecoinvent n'est pas possible à partir des fichiers de données XML ou Excel. Le rapport Ecoinvent n°1 précise que ces flux rentrent dans la règle de coupure (Frischknecht et *al*, 2007c). Il est possible de rechercher dans les rapports méthodologiques, les valeurs de ces flux intermédiaires inventoriés pour chaque module. Ils sont en principe reportés sauf si l'information est non disponible ou confidentielle. La détermination de ces flux d'énergies récupérées est, maintenant, illustrée dans le cas de la donnée ACV sur le béton prêt à l'emploi dosé à 300 kg de ciment. La figure 6.2 du rapport méthodologique n°7 partie III montre que ce béton utilise un ciment CEM I (Kellenberger et *al*, 2007). En remontant l'arbre des procédés jusqu'à la fabrication du clinker (constitution principal du ciment CEM I), nous constatons que l'ensemble des énergies récupérées à partir d'un stock sont renseignées bien que non prise en compte informatiquement dans la base Ecoinvent actuelle (version 2.0). L'annexe 27 montre une capture d'écran de ces entrants d'énergie récupérée pour le clinker. Par exemple, pour renseigner le flux d'énergie récupérée de la nomenclature de SLCA, il suffira de sommer les 10 flux d'énergie récupérée à partir de déchets comme les pneus ou les huiles usagées. La valeur totale de cette énergie récupérée est par exemple de 1.22 MJ par kg de clinker soit 0.143 MJ par kg de béton. Une démarche analogue peut être menée pour quantifier les matières récupérées issue d'un stock. Par exemple, de nombreuses matières récupérées rentrent en compte dans la fabrication du béton comme par exemple les sous-produits industriels (laitiers de haut fourneau, cendres volantes) ainsi que diverses matières incorporés lors de la fabrication du clinker (Kellenberger et *al*, 2007). Les rapports méthodologiques de la base de données Ecoinvent permettent donc de quantifier les énergies et matières récupérées entrantes dans le système « bâtiment » selon la nomenclature de la base SLCA.

3.4.2.4. Classification des flux élémentaires dans les catégories d'émissions et de déchets

La base de données Ecoinvent inventorie 216, 165 et 311 flux d'émissions dans l'air, l'eau et le sol. Une partie des flux Ecoinvent d'émissions dans l'air, l'eau et le sol ont une correspondance immédiate avec la nomenclature de la base SLCA soit 19 flux d'émissions dans l'air, 15 flux d'émissions dans l'eau et 9 flux d'émissions dans le sol. Pour les autres flux, des hypothèses d'agrégation ont du être formulées. Elles reprennent les recommandations d'agrégation de flux proposées par l'AIMCC et

l'AFNOR (AIMCC, 2009 ; AFNOR, 2010). L'ensemble de ces choix sont reportés en annexes 28, 29 et 30 dans un souci de transparence.

La base de données Ecoinvent inventorie ensuite 8 flux de transformation de sol ou de volume occupé pour le traitement des déchets éliminés et radioactifs. Ils correspondent à des flux entrants de transformation de sol exprimés en m². Le choix de considérer un flux élémentaire « transformation de sol » s'appuie notamment sur les travaux de Lindeijer et *al* (2002) relatif à l'évaluation des impacts liés à l'usage du sol. Dans le cas de flux de déchets mis en décharge, ces flux entraînent donc la transformation d'un sol vers une activité de décharge. Des coefficients de conversion ont alors été définis pour recalculer la masse de déchets à partir de ces surfaces de sol transformées en décharge. L'équation 12 donne la formule de calcul :

Équation 12. Formule de calcul de la masse de déchets éliminés

$$F_{x,\,p\,(SLCA)} = F_{x',\,p\,(Ecoinvent)} \times K_D$$

$F_{x,p\,(SLCA)}$: flux environnemental x de la catégorie SLCA « déchets éliminés » pour le système de produits p
$F_{x',p\ (Ecoinvent)}$: flux élémentaire de transformation de sol x' de la catégorie Ecoinvent « ressources » pour le système de produits p
K_D: coefficient de conversion des flux élémentaires de transformation de sol en flux de déchets. Il s'exprime en kg/m²

Ces coefficients de correspondance sont présentés à l'annexe 32. Ils sont calculés en fonction de la profondeur de l'enfouissement et de la masse volumique des déchets éliminés. Les valeurs de ces coefficients sont tirées du rapport Ecoinvent n°13 partie III (Doka, 2007). Les hypothèses retenues peuvent ne pas toujours être représentatives de la situation française de gestion des déchets. Par exemple, la situation suisse considère des décharges sanitaires. Dans SLCA, le flux de transformation de sol associé aux décharges sanitaires a été mis en correspondance avec le flux de déchets dangereux même si ce type de décharge accueille tout type de déchets (Doka, 2007). Les classifications proposées dans ce chapitre ne sont pas figées et pourraient être remis en question par une revue critique. La principale source d'incertitudes est liée à un système de gestion des déchets différent entre la Suisse et la France ce qui entraîne de possible biais lors de l'évaluation du type et de la masse de déchets pour un système de produits donné.

Concernant les déchets radioactifs, la détermination de leur masse s'est appuyée sur les coefficients fournis dans la méthode d'évaluation des impacts EDIP valant 5400 kg/m^3 pour les déchets radioactifs normaux et 2500 kg/m^3 pour les déchets radioactifs à faible radioactivité (Frischknecht et *al*, 2007b; Hauschild et Wenzel, 1998). L'annexe 32 présente les hypothèses de classification des flux élémentaires de transformations de sol de la base Ecoinvent pour calculer les flux de déchets éliminés de la base SLCA.

La classification des flux d'énergie et de matières mises en stocks à partir de la base Ecoinvent n'est pas possible à partir des fichiers de données XML ou Excel. À l'image des flux entrants récupérés, il est possible de rechercher dans les rapports méthodologiques, les valeurs de ces flux intermédiaires inventoriés pour chaque module. Ils sont en principe reportés sauf si l'information est non disponible ou confidentielle.

3.5. Structure de la base de données développée

La base de données (SLCA) permet de regrouper les inventaires de cycle de vie sur les matériaux, produits de construction et procédés (énergie, transport, eau, déchets) utilisés en France (en 2010). Ces données serviront, par exemple, à évaluer l'impact induit par les matériaux et produits de construction dans le bilan environnemental global d'un bâtiment (chapitre 8).

3.5.1. Partitions de la base de données

La base SLCA se divise en trois parties distinctes : les données sur les matériaux (collectées à partir de la base Ecoinvent) sont stockées dans la base SLCA matériaux (SLCA-m), tandis que les données d'inventaires des FDES de produits de construction sont intégrées à la base SLCA produits (SLCA-p). Ces deux jeux de données n'ont pas été mélangés, en première approche, en raison de certaines différences méthodologiques présentées dans les parties précédentes (prise en compte des infrastructures, contenu du flux de référence). L'ensemble des données sur les procédés ont, quant à elles, été regroupées au sein de la base SLCA-process (figure 29).

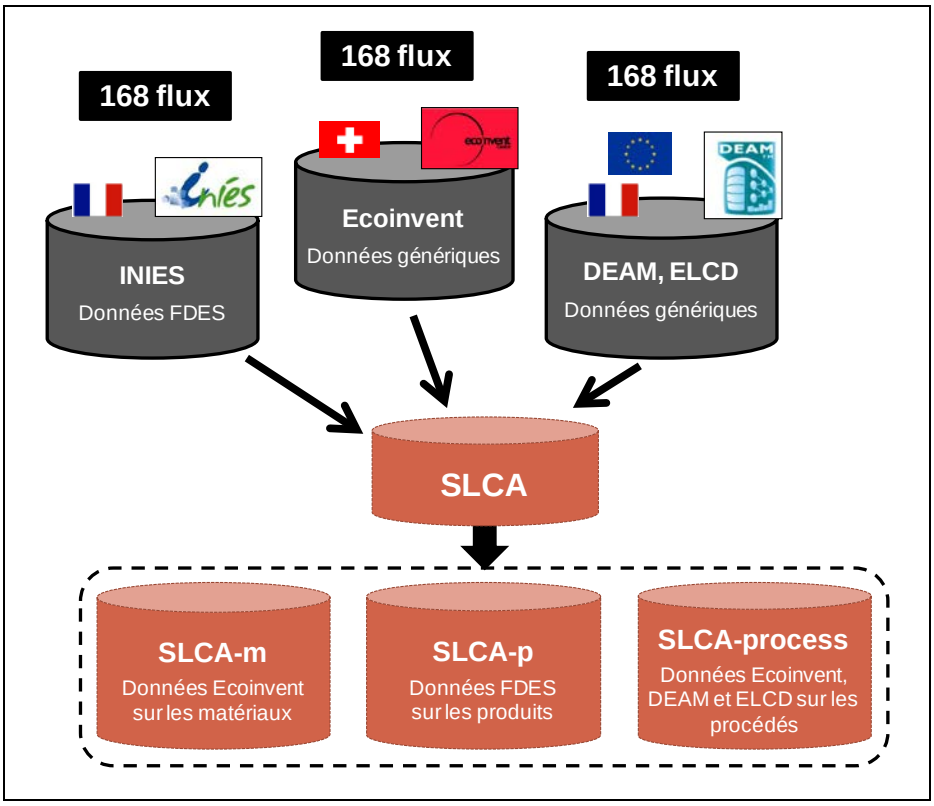


Figure 29. Partitions de la base de données d'inventaire de cycle de vie SLCA

Un document séparé précise le nom des différentes données ACV prises en compte (Lasvaux, 2010a). À ce jour, 700 données ont été collectées, dont près de 500 sur les matériaux et produits de construction. Les annexes 34 à 39 présentent le nombre de données par typologie.

3.5.2. Classification des données ACV par typologies de matériaux et de procédés

Une classification par type de matériaux a été définie pour classer les centaines de données ACV des bases SLCA-m et SLCA-p. L'annexe 35 (partie gauche) présente le principe de cette classification par type de matériaux. Cette nomenclature flexible permet dans un premier cas de classer les données par typologie de matériaux pour les études statistiques suivant différentes mailles. Par exemple, la donnée ACV sur l'acier de ferraillage sera classée dans la catégorie « métaux » (grande maille) puis « métaux ferreux » (maille moyenne) et enfin « acier » (petite maille). Ces différentes classifications par type de matériaux (grande maille, maille moyenne et petite maille) ont été utilisées dans les travaux statistiques, dont une synthèse est présentée dans ce mémoire de thèse.

Dans un deuxième cas, une nomenclature orientée bâtiment a été définie (annexe 35, partie droite). Elle permet de classer les produits de construction par fonction occupée dans l'ouvrage (par exemple élément de structure) et par famille (éléments de structure en béton armé). Cette nomenclature est alors fonctionnelle puisque ce sont majoritairement des produits et non des matériaux qui sont mis en œuvre dans les bâtiments (exception faite de l'acier de ferraillage ou du béton prêt à l'emploi livré sur chantier). Cette nomenclature fonctionnelle correspond à celle de la base de données française INIES. Le lecteur intéressé peut consulter le site internet de la base de données pour un détail de cette nomenclature (INIES, 2010).

À ce jour, il y a près de 40 types de matériaux « petite maille » différents dans les bases SLCA-m et SLCA-p. L'annexe 36 présente la nomenclature « petite maille » et le nombre des données ACV classées par type de matériau. L'annexe 37 présente la nomenclature par type de matériaux « maille moyenne », où une partie des types de matériaux de la nomenclature « petite maille » ont été agrégés. Par exemple, l'aluminium, le cuivre, le zinc ont été regroupés au sein des métaux non ferreux. Enfin, la typologie « grande maille » a pour avantage (mais aussi pour inconvénient) d'être plus synthétique que la précédente. Seules 8 typologies de matériaux sont définies. Par exemple, les typologies métaux non ferreux et métaux ferreux présentés à l'annexe 38 sont regroupées dans la typologie « matériaux à base métallique ».

Les données FDES sur les produits de construction (base SLCA-p) représentent environ 400 données provenant uniquement de la base INIES. Des hypothèses ont dû être prises pour classer ces données par typologie de matériaux. Selon la définition de la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004), l'unité fonctionnelle prend en compte, au côté du produit principal, des emballages, des produits complémentaires et des produits de mise en œuvre. Il n'est, dans ce cas-là, plus rigoureusement exact de parler de matériau, mais plutôt de matériau principal. Cependant, dans la majorité des FDES, la contribution massique des produits complémentaires, de mise en œuvre ou des emballages reste toutefois très faible (< 5 %).

La base SLCA-m est en revanche plus homogène. Les données sur les matériaux (et combinaison de matériaux) représentent 123 données ACV provenant uniquement de la base Ecoinvent. Elle regroupe la totalité des données utilisées par le logiciel d'ACV bâtiment EQUER en 2010 (version 2.0 de la base Ecoinvent). Les données ACV Ecoinvent permettent de correctement décrire la plupart des matériaux mis en œuvre dans un bâtiment.

La figure 30 présente les types de matériaux (« grande maille ») pris en compte dans la base SLCA. Le nombre de FDES peut très élevé pour certaines catégories (fibres et laines, polymères). Ce nombre particulièrement élevé de données issues de la base INIES ne traduit pas forcément une grande homogénéité. Par exemple, il y a actuellement, dans la base SLCA-p, près de 90 FDES de produits en laine de verre sur 400 données en tout. Elles représentent près d'un quart des données. À l'inverse, il n'y a pas de FDES sur des produits en aluminium. La variabilité du nombre de FDES par famille de produits peut s'expliquer par deux facteurs principaux.

- D'une part, l'aspect non obligatoire (en 2010) des déclarations environnementales de produits (FDES). Les industriels publient les FDES, en fonction de leur souhait à communiquer sur les caractéristiques environnementales de leurs produits.

- D'autre part, le mode de déclaration : individuel ou collectif. La déclaration individuelle permet à un fabricant de déclarer son propre produit. Par exemple, les FDES sur les produits en laine de verre sont toutes des FDES individuelles. À l'inverse, une déclaration collective est réalisée à l'échelle d'une filière (moyenne de différents fabricants). Par exemple, il n'y a qu'une seule donnée sur le bois-lamellé-collé intégrée à la base SLCA. Elle correspond à une moyenne des données de production de plusieurs entreprises françaises appartenant au syndicat national du bois lamellé-collé (SNBL).

Le choix d'inclure toutes les FDES pour un même type de matériau (par exemple : plaque de plâtre ou laine de verre) s'est justifié pour être en mesure de quantifier la dispersion des valeurs d'impact de ces données par rapport à celles de la base Ecoinvent.

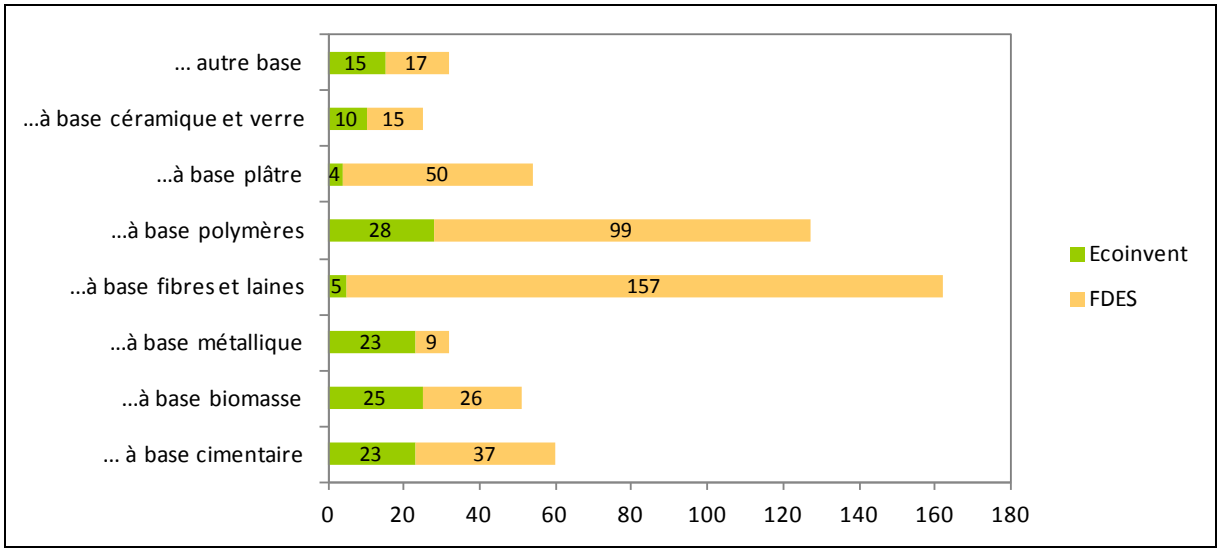


Figure 30. Nombre de données classées par type de matériaux dans la base de données SLCA

Aux côtés des données sur les matériaux (Ecoinvent) et produits (FDES), des données ACV sur les procédés ont été intégrées. Elles correspondent aux données sur les procédés énergétiques, de transport, de potabilisation de l'eau, de traitement de l'eau, de traitements des déchets et enfin de fin de vie des matériaux (démolition puis mise en décharge, incinération, recyclage). Ces données sont au

nombre de 140 dont 29 procédés énergétiques, 14 procédés de transport et 97 procédés de déconstruction et de fin de vie des matériaux. Ces données seront notamment utilisées dans la méthodologie de contextualisation des données ACV Ecoinvent sur les matériaux (cf. chapitre 8). L'annexe 39 présente la classification de ces données dans la base SLCA-process. Elle est découpée en 3 niveaux : fonction, famille, type. Par exemple, dans le cas du module de chauffage au gaz naturel il s'agit : d'un procédé énergétique (fonction), de chauffage (famille) au gaz naturel (type).

3.5.3. Prise en compte de métadonnées aux côtés des inventaires de cycle de vie

La présentation du modèle d'évaluation de la base de données SLCA a mis en évidence certaines différences méthodologiques entre les données collectées (Ecoinvent, FDES). Par conséquent, des métadonnées ont été ajoutées pour aider à l'interprétation des résultats. Elles correspondent à une partie de celles recommandées par la norme ISO 14048 (ISO, 2002). Ces métadonnées vont notamment faciliter les analyses comparatives des données génériques (Ecoinvent) et spécifiques (FDES des industriels) qui seront présentées au chapitre 5. Nous avons, par exemple, considéré :

- la prise en compte des infrastructures,
- la méthode d'allocation des impacts des co-produits,
- la méthode d'allocation des impacts liés au recyclage des matériaux,
- la représentativité géographique,
- la représentativité temporelle,
- la représentativité technologique,
- les procédés pris en compte dans les frontières du système.

Ces métadonnées sont renseignées pour chaque inventaire de cycle de vie lorsque l'information est disponible. L'ensemble des métadonnées sont détaillées dans les annexes 40 à 42.

3.5.4. Paramétrage des résultats de l'ACV pour les données Ecoinvent et FDES

Les résultats des FDES sont exprimés, par défaut, par m^2 de produits (en général). Or, il peut être intéressant de paramétrer l'unité fonctionnelle en fonction des objectifs d'étude (analyse de données, ACV de bâtiments). Par exemple, il peut être difficile de comparer des FDES exprimées par m² (unité fonctionnelle par défaut), les épaisseurs n'étant pas toujours identiques entre les différents produits vendus sur le marché (cas des isolants). Pour cela, des informations telles que la masse linéique, la masse surfacique, la masse volumique, la résistance thermique, disponibles dans les FDES, ont été intégrées à la base SLCA. Elles permettent de convertir les résultats de l'ACV par résistance thermique équivalente ou par kilogramme. Cette conversion permet de classer chaque matériau vis-à-vis de son impact environnemental. L'intérêt de ramener les résultats des FDES par kilogramme est aussi de pouvoir les comparer aux données génériques de la base Ecoinvent qui sont exprimées par kilogramme (en général).

3.6. Résultats

3.6.1. Classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent

La figure 31 présente le nombre de flux pris en compte dans la nomenclature Ecoinvent avant et après les agrégations de flux élémentaires. Ces résultats synthétisent l'ensemble de la procédure de classification (CLASI) pour faire correspondre les inventaires de cycle de vie complet d'Ecoinvent à la nomenclature de la base SLCA. Pour rappel, l'ensemble des hypothèses de classification sont présentées dans les annexes 17 à 33.

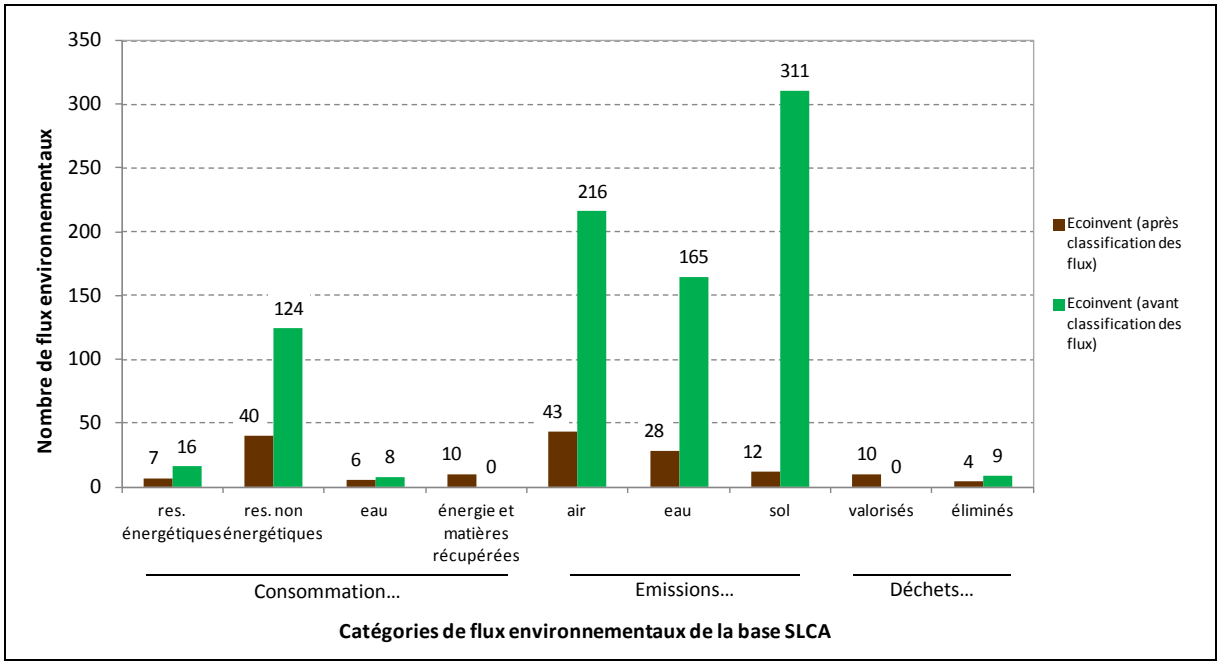


Figure 31. Nombre de flux dans les inventaires de cycle de vie Ecoinvent avant et après la classification

Les résultats présentés à la figure 31 montrent que les principales catégories de flux de la base SLCA qui ont nécessité une agrégation importante des flux élémentaires de la base Ecoinvent sont :

- les consommations de ressources non énergétiques (CRNE),
- les émissions dans l'air (EA), dans l'eau (EE), et dans le sol (ES).

Dans la base SLCA, les données Ecoinvent sont décrites à la fois par des inventaires de cycle de vie complets (environ 1100 flux) et par des inventaires simplifiés (168 flux). Une étape d'analyse du domaine de validité de cette simplification sera alors nécessaire dans la suite du travail. L'ensemble des hypothèses de classification sont présentées en détails dans les annexes 17 à 33. Nous précisons que les ICV de la base Ecoinvent n'intègrent que les échanges avec l'écosphère. Les flux intermédiaires d'énergies et matières récupérées (flux entrants de recyclage) et de déchets valorisés (flux sortants de recyclage) ne sont pas pris en compte, puisqu'ils ne correspondent pas à des flux élémentaires au sens de la norme ISO 14044 (ISO, 2006b). Afin de renseigner les données Ecoinvent (base SLCA-m) selon la norme NF P01-010, les valeurs de ces flux intermédiaires ont tout de même pu être déterminées, pour certains matériaux (par exemple le ciment et le béton), à l'aide des rapports méthodologiques Ecoinvent (cf. annexes 26-27).

3.6.2. Validité des inventaires de cycle de vie numérisés dans la base de données

Pour une partie des données, une numérisation des inventaires de cycle de vie des rapports de documentation des FDES disponibles publiquement sur la base INIES a été nécessaire. Il peut, à ce stade, exister des erreurs de conversion dans les tableaux d'inventaires numérisés pour les FDES. En revanche, ce travail n'a pas lieu d'être pour les inventaires en provenance de la base Ecoinvent puisque la procédure a été totalement informatisée. Il est important de s'assurer que les flux des FDES dans la base SLCA correspondent bien à ceux affichés dans les rapports de documentation des FDES (disponibles sur la base INIES). Un calcul de l'écart relatif a été mené pour chacun des 168 flux entre le total sur le cycle de vie reporté dans les rapports de documentation des FDES avec le total recalculé dans la base SLCA à partir des inventaires numérisés des phases de production, transport, mise en œuvre, vie en œuvre et fin de vie. Cette vérification est essentielle avant de travailler plus en détail sur le contenu des FDES.

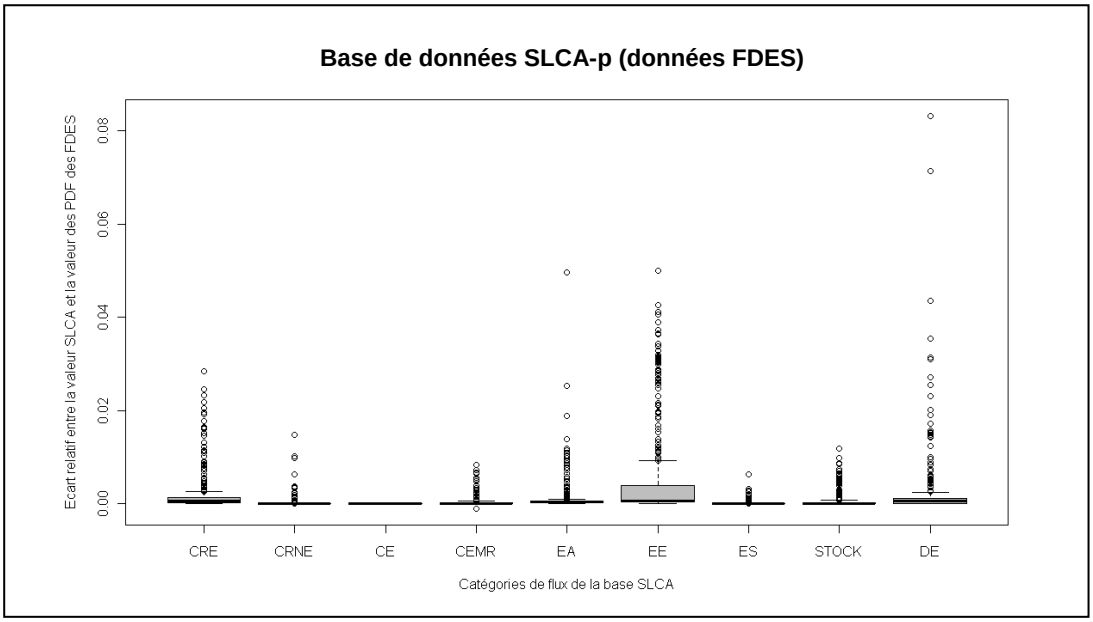


Figure 32. Boxplots des écarts relatifs moyen pour chaque catégorie de flux entre SLCA et les fiches FDES

Les résultats de la figure 32 permettent de montrer que l'écart relatif est finalement proche de zéro quelle que soit la catégorie de flux. Les inventaires de cycle de vie numérisés dans SLCA sont donc bien identiques à ceux des fiches FDES publiées jusqu'en 2010 aux approximations près (nombre de chiffres après la virgule par exemple). L'écart ne dépasse quasiment jamais 5 %.

3.6.3. Valeurs moyennes de flux d'inventaire de cycle de vie par typologie de matériaux pour la phase de production

Des valeurs moyennes de flux émis au cours de la phase de production ont été déterminées à partir des FDES. Elles sont présentées pour 20 typologies de matériaux de la base SLCA. Elles correspondent à des résultats moyens encadrés d'un écart-type par kilogramme d'unité fonctionnelle. Ces flux ont été choisis à partir de la liste de flux de la base Ecoinvent proposée en complément des méthodes d'évaluation des impacts (cf. annexe 43). Ils ne remplacent donc pas un inventaire de cycle de vie complet et ne peuvent pas se substituer aux indicateurs d'impacts (Frischknecht et *al*, 2007c). Dans ce travail, quelques flux d'émissions dans l'air en commun entre la base Ecoinvent et la base SLCA ont été sélectionnés. Les ordres de grandeurs sont présentés pour:

- le dioxyde de carbone (CO_2) fossile émis dans l'air,
- les poussières (non spécifiées) émises dans l'air,
- le dioxyde de soufre (SO_2) émis dans l'air,
- les oxydes d'azote (NO_x) émis dans l'air.

Les résultats moyens encadrés d'un écart-type pour certaines FDES sont présentées aux figures 33, 34, 35 et 36. Dans le cas où il n'existe pas de FDES (en 2010) pour la typologie de matériaux (par exemple aluminium, bitume, laine de bois), les valeurs correspondent à la donnée générique Ecoinvent. Dans les figures suivantes, la donnée Ecoinvent sur l'aluminium correspond par exemple au mix de production européen. Le taux d'incorporation d'aluminium recyclé est de 32 % dans cette donnée générique (Classen et *al*, 2007). Le nombre de FDES, ayant servi à établir la valeur moyenne, est également reporté.

Ces valeurs moyennes permettent de constituer des ordres de grandeurs pour les différents flux d'émissions dans l'air par typologie de matériaux. La production de l'aluminium émet par exemple le plus de CO2 fossile (6.7 kg), de poussières non spécifiées (17 g) et de dioxyde de soufre (26.9 g) par kilogramme d'unité fonctionnelle. L'intérêt de ces résultats est aussi de fournir l'écart-type sur la valeur moyenne pour les données des industriels (FDES). Cet écart-type est non négligeable par exemple pour la laine de roche, la laine de verre, le polyuréthane ou le PVC. Cet écart-type est, dans un premier temps, à interpréter au regard du nombre et du type de données moyennées. Par exemple, il n'y a que cinq produits en acier dans la base SLCA-p (FDES). La faible barre d'écart-type pour ce matériau montre sans doute qu'il n'y a pas beaucoup de variabilité sur les valeurs des flux (CO_2 fossile, poussières, SO_2 et NO_X) entre les 5 FDES en acier. Pour autant, elle ne signifie pas que la variabilité (au sens général) de l'impact environnemental de l'acier est faible. De même, la forte variabilité sur la typologie « bois panneaux » est en mettre en relation avec les différentes FDES qui ont servi à établir la valeur moyenne. Il y a des panneaux de particules mélaminées, en MDF, en OSB, en contreplaqué, des revêtements de sol stratifié. Le fort écart-type montre, en partie, que ces données primaires ont des profils environnementaux différents. Ces résultats (valeurs moyennes et écart-types) seront plus longuement discutés, au côté des résultats d'indicateurs d'impacts au chapitre 5.

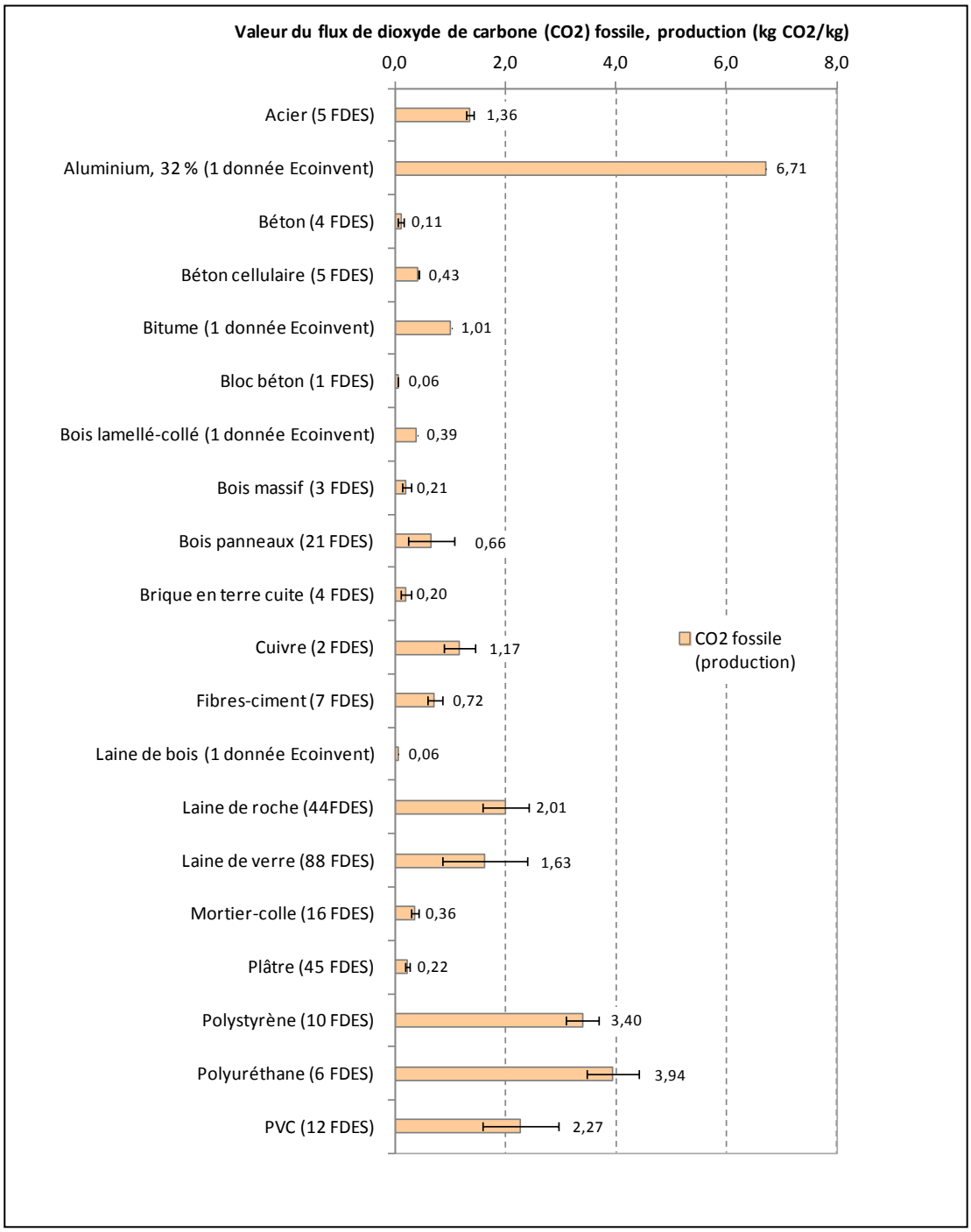


Figure 33. Résultats moyens et écart-types du flux de CO_2 fossile à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

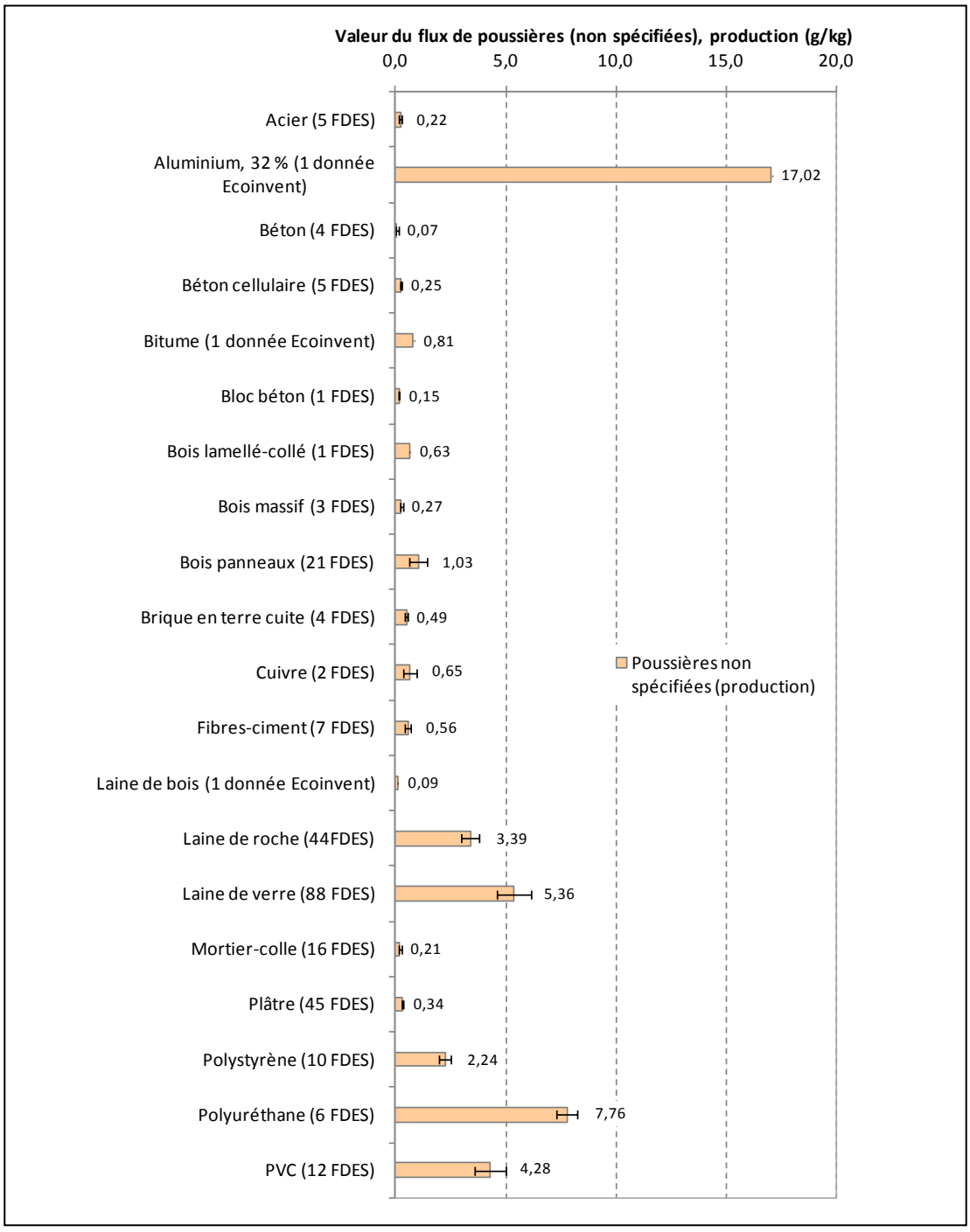


Figure 34. Résultats moyens et écart-types du flux de poussières (non spécifiées) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

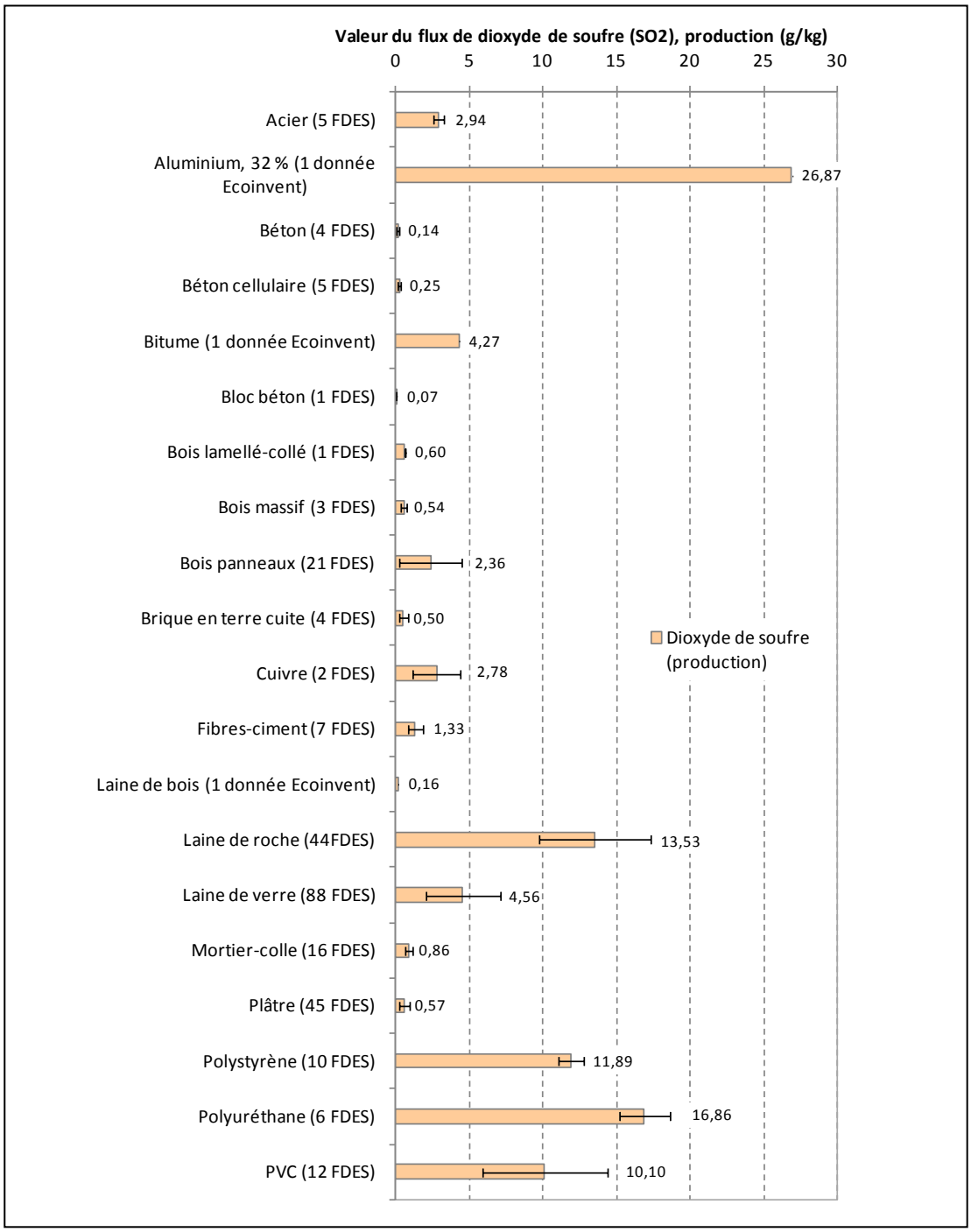


Figure 35. Résultats moyens et écart-types du flux de dioxyde de soufre à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

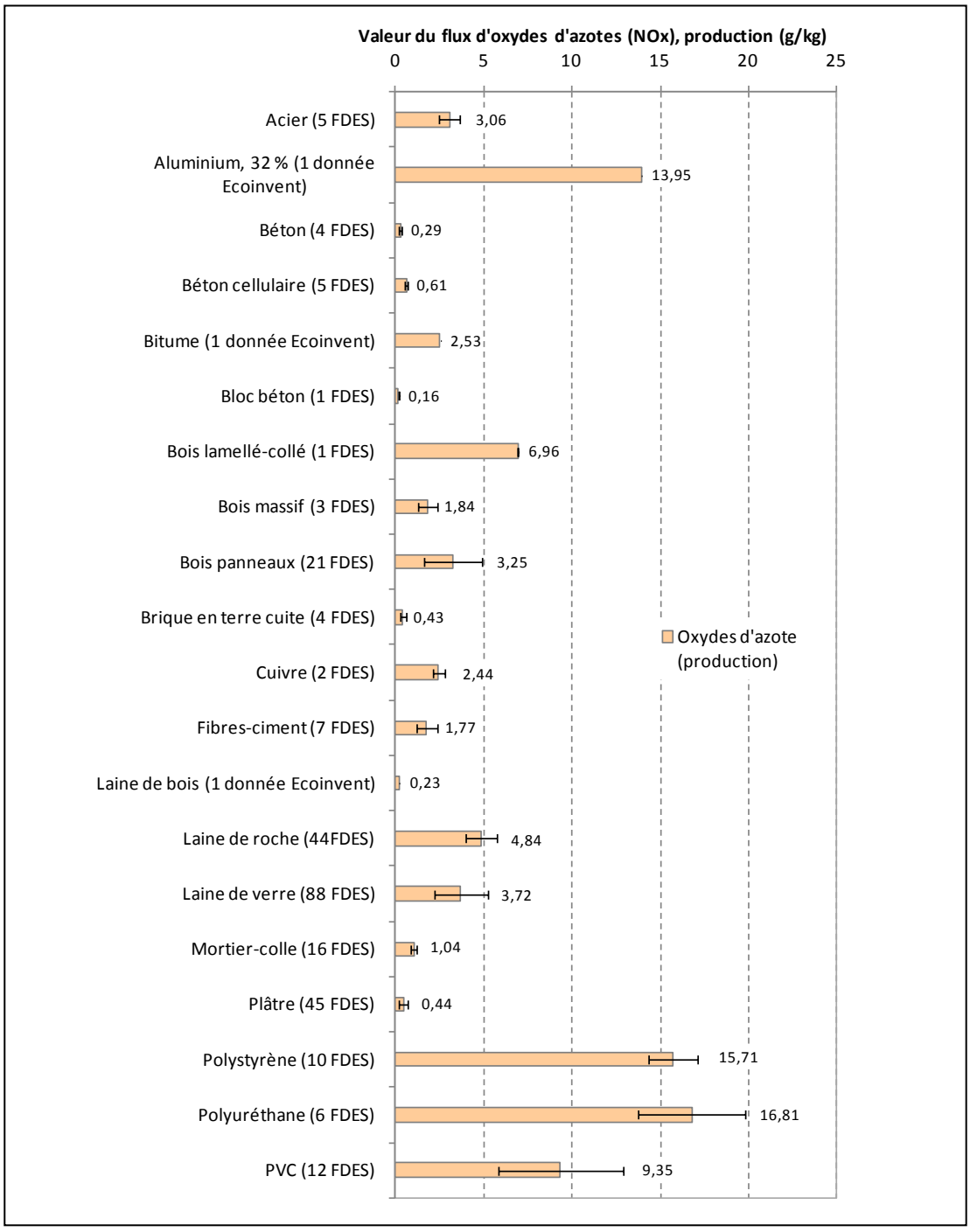


Figure 36. Résultats moyens et écart-types du flux d'oxydes d'azote à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

3.6.4. Différences méthodologiques entre les données Ecoinvent et FDES

3.6.4.1. Flux de référence de l'unité fonctionnelle

Le flux de référence de l'unité fonctionnelle dans les FDES contient au côté du matériau principal, des matériaux complémentaires nécessaire pour l'aptitude à la mise en œuvre dans un bâtiment et des emballages de distribution (AFNOR, 2004). Les données de la base Ecoinvent n'incluent généralement que le matériau principal. Toutefois, cela dépend du type de donnée. S'il s'agit d'une donnée sur un matériau semi-fini (par exemple acier faiblement allié), il manquera le procédé de fabrication ainsi que les emballages. Ces différences sont plus longuement discutées dans le chapitre 5.

3.6.4.2. Allocation des impacts liés au recyclage des matériaux

La modélisation du recyclage des matériaux telle qu'elle a été décrite dans ce chapitre est relativement cohérente entre les données Ecoinvent et FDES. Par exemple, l'expansion de système (ou méthode des impacts évités) n'est prise en compte ni dans la base Ecoinvent ni dans la méthodologie de calcul des FDES (Frischknecht et *al*, 2007c ; AFNOR, 2004). Une différence est toutefois à noter. Elle concerne l'allocation du procédé de transport vers un centre de recyclage. Il est affecté au cycle de vie suivant (second produit) dans les données Ecoinvent selon l'approche « cut-off » (Frischknecht et *al*, 2007c). Pour les FDES, il est affecté au premier produit conformément à la méthode des stocks. Cette variabilité sera donc présente dans les inventaires Ecoinvent de production des métaux prenant en compte une fraction recyclée (acier, aluminium, cuivre). En dehors de ce point spécifique, l'approche « cut-off » de la base Ecoinvent reste cohérente avec la méthode des stocks retenue dans la base SLCA, le procédé de recyclage étant affecté à la phase de production. Une deuxième variabilité concerne le statut juridique d'une matière récupérée ou d'un déchet valorisé qui n'est pas figé sur le plan scientifique. Il peut donc exister des différences potentielles sur l'allocation des impacts entre les choix effectuées dans les données Ecoinvent et FDES pour certaines familles de matériaux. Ces différences seront plus longuement discutées au chapitre 5.

3.6.4.3. Prise en compte des infrastructures de production

Le travail à l'échelle de l'inventaire de cycle de vie permet de mettre en évidence les problèmes méthodologiques actuels entre les données Ecoinvent et FDES. Par exemple, la base SLCA inventorie le flux d'eau potable qui est un flux intermédiaire. Aucun impact amont et aval de potabilisation et traitement de l'eau n'est évalué. Cet aspect crée alors une variabilité entre les inventaires FDES et Ecoinvent puisque dans la base Ecoinvent, le flux de consommation d'eau est systématiquement remonté. D'un point de vue de l'aide à la décision, ce flux intermédiaire ne permettrait pas, par exemple, de différencier l'utilisation d'une centrale de récupération d'eau de pluie par rapport au réseau d'eau potable.

Concernant les infrastructures de production, leurs contributions n'ont pas été retirées pour les données Ecoinvent. Etant donné que certains flux (usage du sol, ressources) sont pris en compte dans la plupart des procédés d'infrastructures, les inventaires de cycle de vie excluant les infrastructures

peuvent être potentiellement incomplet (Frischknecht et *al*, 2007a). À titre d'illustration, le tableau 10 présente les résultats obtenus sur quelques flux de ressources pour les deux inventaires du béton prêt à l'emploi de la base Ecoinvent (avec et sans les infrastructures). Le deuxième inventaire a été récupéré à partir du logiciel Simapro (Pré, 2010).

Tableau 10. Résultats de consommation de flux de ressources non énergétiques pour 1 m^3 de béton

Numéro du flux	Nom du flux d'inventaire	Unité	Béton (Ecoinvent)		Écart
			avec infra	sans infra	
F8	Antimoine	kg	3.8E-10	1.5E-11	*2388 %*
F12	Aluminium	kg	7.3E-02	2.2E-02	*227 %*
F21	Chrome	kg	2.0E-02	7.2E-03	*171 %*
F23	Cuivre	kg	4.0E-02	4.4E-06	*758708 %*
F29	Gravier	kg	1981	1968	*1 %*
F35	Molybdène	kg	8.7E-04	2.9E-05	*917929 %*
F50	Zinc	kg	1.1E-02	1.5E-04	*7532 %*
F76	Dioxyde de carbone	kg	255.2	250.2	*2 %*
F81	Poussières	g	113	97	*14 %*
F82	Dioxyde de soufre	g	152	135	*12 %*

Les résultats comparatifs entre les deux inventaires Ecoinvent (avec et sans les infrastructures) montrent une très forte augmentation de la valeur de ces flux de ressources lorsque l'infrastructure est prise en compte. L'écart est particulièrement élevé pour le cuivre et le molybdène. Il s'explique dans la mesure où la construction des infrastructures (usines) nécessite l'utilisation de métaux mais également de ressources minérales (béton). Cette variabilité dans les données Ecoinvent sur les matériaux ne pourra pas être supprimée dans la suite du travail. Il s'agit à ce jour d'une variabilité importante sur ces flux de ressources non énergétique. Toutefois, son influence reste fonction du paramètre de l'inventaire étudié. Par exemple, les flux de ressources énergétiques ou d'émissions dans l'air sont moins sensibles à la prise en compte de l'infrastructure comme le montre le tableau précédent pour le béton prêt à l'emploi. L'écart varie de 2 % à 14 % pour les trois flux d'émissions dans l'air (dioxyde de carbone, poussières et dioxyde de soufre).

3.7. Limites actuelles de la base de données développée

Constituer une base de données d'inventaire de cycle de vie reposant sur la quantification de seulement 168 flux environnementaux à partir de différentes sources de données ACV de la littérature peut poser des problèmes à la fois d'homogénéité et de fiabilité. Dans cette partie, les limites actuelles de cette base de données sont discutées.

3.7.1. Mises à jour des inventaires de cycle de vie collectés

La base de données SLCA ne permet pas de déterminer l'inventaire de cycle de vie cumulé d'un matériau de construction à partir de son arbre des procédés. L'objectif premier de cette base de données reste la capitalisation d'inventaire de cycle de vie et non pas leur détermination. Dans ce contexte, les bases de données ACV comme Ecoinvent, DEAM et les logiciels d'ACV généralistes comme GaBi, TEAM ou SimaPro continueront d'être utilisées pour calculer :

- d'une part le bilan des flux intermédiaires entrants et sortants pour chaque procédé unitaire,
- d'autre part l'inventaire de cycle de vie cumulé de chaque matériau, produit ou procédé.

Des mises à jour resteront nécessaires pour actualiser les données d'inventaire dans la base SLCA; ce dernier point étant également valable pour des bases de données de déclarations environnementales de produits comme INIES. Ces mises à jour permettront de conserver un bon niveau de correspondance entre un produit mis sur le marché et sa donnée environnementale qui l'accompagne (AIMCC, 2009). Concernant, la mise à jour des données Ecoinvent, elle s'effectue dès qu'une nouvelle version de la base de données est disponible (par exemple passage de la version 2.0 à la version 3.0). De manière générale, les mises à jour peuvent être liées à un changement de la composition du produit, à des modifications des données du site de production (consommation d'énergie, traitement des rejets etc.), à des modifications des scénarios (par exemple pour le transport) ou à des modifications des données amonts comme les matières premières ou les données énergétiques (AIMCC, 2009). Dans tout les cas, une analyse de sensibilité doit être effectuée par le fournisseur de données ACV pour évaluer la variation des flux et des indicateurs d'impacts. Ces mises à jour permettront de suivre l'amélioration éventuelle des procédés de fabrication durant la période de temps écoulé. Ce dernier point amène à évoquer la problématique de la qualité des données.

3.7.2. Évaluation de la qualité des données

Dans la base SLCA, différentes informations sont fournies pour chaque module de données avec entre autres : l'année de calcul de l'inventaire de cycle de vie, les procédés inclus, la représentativité technologique, temporelle et géographique. Ces informations (métadonnées) sont directement importées de la base Ecoinvent lorsqu'il s'agit de données ACV sur les matériaux et les procédés. Pour les données FDES, une partie des métadonnées doivent être saisies manuellement en supposant que l'information est disponible dans le rapport de documentation publique de la FDES ce qui n'est pas toujours le cas (en 2010). Ces métadonnées facilitent l'interprétation des résultats, mais ne permettent pas d'évaluer la qualité des données. Il s'agit d'une limite par rapport aux autres bases de données ACV existantes à l'échelle française et internationale.

Cependant, chaque module incorporé dans la base SLCA peut être supposé à jour vis-à-vis du critère de représentativité temporelle (en 2010). En effet, que ce soit les données de la version 2.0 de la base Ecoinvent ou celles des bases INIES, DEAM et ELCD, ces différentes données couvrent une période de validité allant de l'année 2000 à 2010. Seules les données Energie-Transport du fascicule FD P01-015 sont plus anciennes : source de données ETH-ESU de 1996 (AFNOR, 2005). Concernant la représentativité géographique, elle n'est pas toujours garantie, pour le contexte français, puisque certains modules sont représentatifs uniquement de la situation suisse (procédés de fin de vie notamment). Néanmoins, cette information est disponible, permettant de choisir, tout en étant informé, une donnée ACV en particulier. Une procédure de contextualisation pourrait cependant être menée (cf. propositions au chapitre 8). Concernant la représentativité technologique, là-encore, l'information est délivrée sur les procédés pris en compte et sur les éventuelles règles de coupures. L'origine des données d'émissions du procédé de fabrication est également précisée. Elles peuvent être soit fournies par l'industriel, estimées à partir de plusieurs mesures de sites, ou s'appuyer sur des valeurs de la littérature.

3.7.3. Nomenclature des flux environnementaux

3.7.3.1. Classification des flux des inventaires Ecoinvent

Ce chapitre a montré que la méthode développée (CLASI) nécessite parfois de statuer entre la suppression ou l'agrégation d'un flux élémentaire. C'est à l'heure actuelle la principale faiblesse de la méthode. Pour cela, une étape de validation de ces choix de classification, notamment sur la caractérisation des impacts devra être menée (cf. partie 4.6.2). Les hypothèses de classification n'ont pas le même degré d'incertitudes entre les agrégations déjà effectuées dans les FDES et les hypothèses proposées dans ce travail pour les inventaires Ecoinvent. Il sera donc important de comparer les données intégrées à SLCA par type de matériaux pour évaluer s'il existe des différences liées aux choix d'agrégation de flux, notamment pour les flux d'émissions.

Une discussion sur les limites actuelles de cette nomenclature réduite est présentée dans la suite pour les catégories de flux d'émissions dans l'air, l'eau et le sol. Pour cela, les métaux lourds ayant un impact avéré sur l'environnement seront opposés aux métaux non spécifiés pour désigner les métaux qui n'ont pas d'impact sérieux sur l'environnement.

3.7.3.2. Nomenclature pour les flux d'émissions dans l'air, l'eau et le sol

La nomenclature actuelle de la base SLCA permet de simplifier le nombre de flux mais comporte aussi de nombreuses limites. Ces dernières sont la conséquence de l'absence d'une nomenclature homogène et précise pour les catégories d'émissions (air, eau, sol) dans les données des industriels (FDES).

Dans ce contexte, une experte participant aux travaux du comité de normalisation CEN TC 351 sur les émissions de substances dangereuses des produits de construction a été consultée (Schiopu, 2010). Nous avons rappelé à l'experte les objectifs de ce travail, à savoir aller vers le développement d'un modèle simplifié pour l'ACV des bâtiments en s'intéressant dans un premier temps à la simplification

de la nomenclature d'inventaire de cycle de vie. Puis, une analyse de la nomenclature existante a été menée sur la base des travaux du CEN TC 351 (liste des substances dangereuses règlementée).

Cette analyse par une tierce partie a permis de mettre en évidence plusieurs biais dans la nomenclature actuelle. Par exemple, l'experte a été surprise de ne pas retrouver les biocides dans chaque catégorie d'émissions. Seule la catégorie de flux d'émissions dans le sol les prend en compte pour le moment. De même, certains paramètres globaux comme le TOC (Total Organic Carbon) ou le DOC (Dissolved Organic Carbon) ne sont pas inclus.

Les flux qui posent également problème actuellement concernent les métaux non spécifiés et les métaux lourds. Pour ces deux flux de la nomenclature, l'expert a été surpris de ne pas les retrouver systématiquement dans chacune des catégories d'émissions. Comme le montre le tableau 11, le flux de métaux non spécifiés est pris en compte uniquement dans les catégories d'émissions dans l'air et dans l'eau. À l'opposé, le flux de métaux lourds non spécifiés se retrouve uniquement dans la catégorie d'émissions dans le sol. Or, cette catégorie intègre déjà dans sa nomenclature certains métaux lourds différenciés un par un. Nous pouvons poser la question de l'homogénéité de cette nomenclature sachant que, par exemple, la catégorie d'émissions dans le sol ne possède pas de flux métaux non spécifiés.

Tableau 11. Flux de métaux considérés dans les catégories d'émissions dans l'air, l'eau et le sol actuelles

	Emissions dans l'air	Emissions dans l'eau	Emissions dans le sol
Métaux non spécifiés (1 seul flux agrégé)	X	X	
Métaux dissociés par type (plusieurs flux)			
Métaux lourds non spécifiés (1 seul flux agrégé)			X
Métaux lourds dissociés par type (plusieurs flux)	X	X	X
Biocides			X
Composés organiques (paramètres globaux : TOC, DOC)			

Cet exemple sur les flux de métaux montre que l'évaluation des impacts de certains flux d'émissions sera approximative et dans tout les cas non homogène entre les trois catégories air, eau et sol. Cet aspect est également valable pour la base de données INIES, puisqu'elle s'appuie également sur ce format de données.

3.7.3.3. Propositions d'amélioration de la nomenclature de flux d'émissions

Quelques recommandations, permettant d'améliorer la nomenclature actuelle, peuvent toutefois être formulées. Dans un premier cas, la définition de la nomenclature des flux peut suivre une approche très simplifiée tout en étant cohérente. Dans ce cas là, seuls les flux de métaux agrégés seraient pris en compte. D'un autre côté, si l'objectif est d'aller vers une nomenclature beaucoup plus détaillée se rapprochant de bases de données comme Ecoinvent, alors les flux élémentaires de métaux non spécifiés et de métaux lourds devront être différenciés pour les trois catégories (air, eau et sol). Le

choix de l'une ou l'autre des approches devrait être guidé par l'objectif de l'étude et le contexte d'utilisation de la base de données SLCA. Toutefois, il convient de préciser que les incertitudes associées au premier cas sont plus élevées dans la mesure où l'évaluation des impacts se fera sur des flux agrégés avec les problèmes de validité qui en découlent.

La consultation de l'experte a permis de définir un ensemble de critères pour une classification des flux cohérente au sein de la nomenclature. Un premier critère de classification et d'agrégation des différents flux est leur nature chimique : organique ou inorganique. Un deuxième critère concerne la toxicité ou écotoxicité des substances. Pour ce critère, les références retenues devraient être les fiches de données de sécurité pour chaque substance (INRS, 2010), l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des ICPE soumises à autorisation (Journal Officiel, 1998), mais également des usines d'incinération des déchets (Journal Officiel, 2002), liste de substance dangereuses réglementées (CEN, 2009) qui est basée sur l'annexe VIII de la Directive Cadre sur les émissions dans l'eau (Journal Officiel, 2000). Un troisième critère est le paramètre significatif qui induit l'effet toxique ou écotoxique, en sachant que la toxicité ou l'écotoxicité d'une substance dépend :

- de sa spéciation (ou forme chimique par exemple Chrome VI ou Chrome III),
- de la concentration (ou de la dose),
- de ses propriétés physiques, y compris la taille de particules (par exemple matière en suspension, matière à l'échelle nanométrique),
- de sa mobilité dans les différents milieux (par exemple rétention dans le sol de certaines substances, possibilité de passage dans la chaîne du vivant),
- du contexte environnemental, de la cible considérée.

Dans ce contexte, il semble logique qu'une catégorie de flux regroupe des substances dont l'intensité de l'impact est quasiment identique (Schiopu, 2010). Les travaux du projet COIMBA, menés en parallèle de cette thèse ont, par exemple, conduit à la différentiation des dioxines, substances fortement toxiques, du flux de composés halogénés non spécifiés (Peuportier et *al*, 2010). Suite à cette étude, le document d'amélioration de la norme NF P01-010 recommande maintenant d'inventorier les dioxines séparément (AFNOR, 2010). De même, cette séparation des dioxines a été prise en compte dans la base SLCA (annexe 16).

3.8. Synthèse du chapitre

Dans ce chapitre, une capitalisation de données ACV sur les matériaux, produits et procédés a été réalisée. Elle a abouti au développement d'une base de données (SLCA) qui regroupe des inventaires de cycle de vie issus d'une base de données générique (Ecoinvent) et d'une base de données alimentée par les industriels du bâtiment (FDES). Les deux types de données incorporées dans la base SLCA sont donc complémentaires. Près de 500 données sur les matériaux, produits et procédés ont été collectées pour être utilisées dans la suite de ce travail.

Le modèle d'inventaire de cycle de vie retenu pour servir de support à la base de données d'inventaire de cycle de vie (SLCA) a été présenté. Il s'appuie sur le modèle attributionnel de la norme française NF P01-010 utilisé pour les déclarations environnementales de produits de construction. La méthode d'allocation des bénéfices du recyclage a été explicitée. Elle correspond à la méthode des stocks. Ce chapitre a permis de montrer que la procédure d'allocation des impacts du recyclage doit être effectuée au stade de l'inventaire de cycle de vie. Actuellement, ce type de travail ne peut pas toujours être effectué dans les logiciels d'ACV des bâtiments, puisque la plupart utilise uniquement des données d'indicateurs d'impacts agrégées sur l'ensemble de la phase de production (perte de l'information des flux intermédiaires d'inventaire de cycle de vie pour chaque procédé unitaire). Les outils existants pour l'ACV des bâtiments restent tributaires des fournisseurs de données (Ecoinvent, FDES). La clarification de la prise en compte du recyclage permet cependant de mieux comprendre la philosophie des méthodes intégrées dans les outils comme EQUER (impacts évités 50/50) ou ELODIE (méthode des stocks).

Une fois le modèle d'inventaire de cycle de vie explicité, une nomenclature homogénéisée de flux environnementaux a été présentée sur la base de la liste minimale de flux proposée par la norme française NF P01-010. Ce choix a rendu possible l'intégration des données FDES sur les produits de construction dans cette base de données. Une méthode de classification des flux élémentaires pour les inventaires de cycle de vie de la base Ecoinvent a ensuite été développée. Les points clés de la classification ont été discutés dans ce chapitre, tandis que l'ensemble des hypothèses retenues sont disponibles en annexes. Les flux élémentaires qui ont été agrégés (hydrocarbures, COV, métaux non spécifiés etc.) comportent, à ce jour, un degré d'incertitude potentiellement élevé vis-à-vis du calcul des impacts. Cependant, les flux identiques (et non agrégés) entre les données FDES et Ecoinvent (77 flux au total) sont exploitables. Ils permettent par exemple de fournir des ordres de grandeurs sur les émissions de gaz à effet de serre (CO_2, CH_4) ou de substances acidifiantes (SO_2, NO_x). À l'aide du découpage par phase du cycle de vie, la base de données SLCA peut désormais être exploitée pour comparer, par exemple, les valeurs des flux et d'indicateurs environnementaux des données matériaux (Ecoinvent) et produits (FDES) pour la phase de production.

Ce chapitre a aussi montré qu'il y a des points méthodologiques qui ne sont pas homogènes entre les données Ecoinvent et FDES. Le flux de référence de l'unité fonctionnelle des FDES contient systématiquement les emballages de distribution et dans certains cas des matériaux complémentaires pour la mise en œuvre ce qui n'est pas toujours le cas des données génériques Ecoinvent. De même, la prise en compte des infrastructures pour les données Ecoinvent entraîne des écarts très importants sur la quantification des flux de ressources non énergétiques (antimoine, cuivre, molybdène...). Des écarts plus faibles existent aussi sur les flux d'émissions dans l'air. Il n'en serait peut-être pas de même pour

les procédés de transport. Dans ce cas, les infrastructures (construction et entretien des routes et des véhicules) jouent un rôle important. Par conséquent, même si la nomenclature de flux a été homogénéisée, le problème de convergence de données d'inventaire de cycle de vie provenant de différentes bases de données ACV n'est pas totalement résolu. Pour cela, des informations complémentaires aux inventaires de cycle de vie (métadonnées) ont été intégrées pour chaque donnée FDES ou Ecoinvent. Elles permettent, par exemple, d'identifier si l'inventaire de cycle de vie a été calculé en prenant en compte les infrastructures de production. Elles fournissent également des informations sur la représentativité géographique, temporelle et technologique de chaque donnée. Ces métadonnées ont pour premier objectif d'aider à l'interprétation des résultats de la base SLCA.

Suite à la collecte et à l'homogénéisation des inventaires de cycle de vie, la prochaine étape, nécessaire pour pouvoir évaluer l'impact environnemental de bâtiments, consiste à caractériser les 168 flux de la base SLCA. Ceci est l'objet du prochain chapitre.

CHAPITRE 4

INTÉGRATION DE MÉTHODES D'ÉVALUATION DES IMPACTS

4.1. Objectif du chapitre

L'objectif de ce chapitre est d'intégrer des méthodes d'évaluation des impacts dans la base de données de flux d'inventaire de cycle de vie (SLCA). Ces méthodes devront correspondre à celles actuellement utilisées dans les outils pour l'ACV des bâtiments et notamment EQUER, ELODIE et TEAM (outils utilisés en France). En complément, de nouvelles approches seront intégrées pour pouvoir réaliser des analyses de sensibilité.

4.2. Principes de la caractérisation des flux d'inventaire de cycle de vie

La caractérisation des impacts en ACV correspond à la troisième étape décrite dans la norme ISO 14040 (ISO, 2006a). Elle consiste à affecter les flux de l'inventaire dans différentes catégories d'impacts. La figure 37 présente un schéma de principe de la caractérisation des impacts en ACV. Considérons les différentes catégories d'impacts : E_i pour les flux entrants et S_i pour les flux sortants, $i \in \{1, 2,\ldots n\}$, auxquelles il s'agit d'associer les flux d'inventaire de cycle de vie. Dans certains cas, la catégorie d'impact caractérise uniquement certaines catégories de flux. Par exemple, la catégorie « abiotic resources depletion » utilise seulement les flux de ressources énergétiques et non énergétiques (Heijungs et *al*, 1992). Il peut également arriver qu'une catégorie utilise des flux entrants et sortants de l'inventaire. C'est le cas, par exemple, de la catégorie de dommages sur l'écosystème de la méthode Eco-indicator 99. Elle utilise des flux entrants de ressources (occupation du sol) et des flux sortants (émissions dans l'air, l'eau et le sol) pour caractériser l'impact (Goedkoop et Spriensma, 2000). Enfin, plusieurs catégories d'impacts peuvent être définies pour un même flux d'inventaire. Ainsi, les dioxydes de soufre participent à la fois aux impacts d'acidification et à ceux de formation d'ozone photochimique (Hauschild et Wenzel, 1998; Derwent et *al*, 1996).

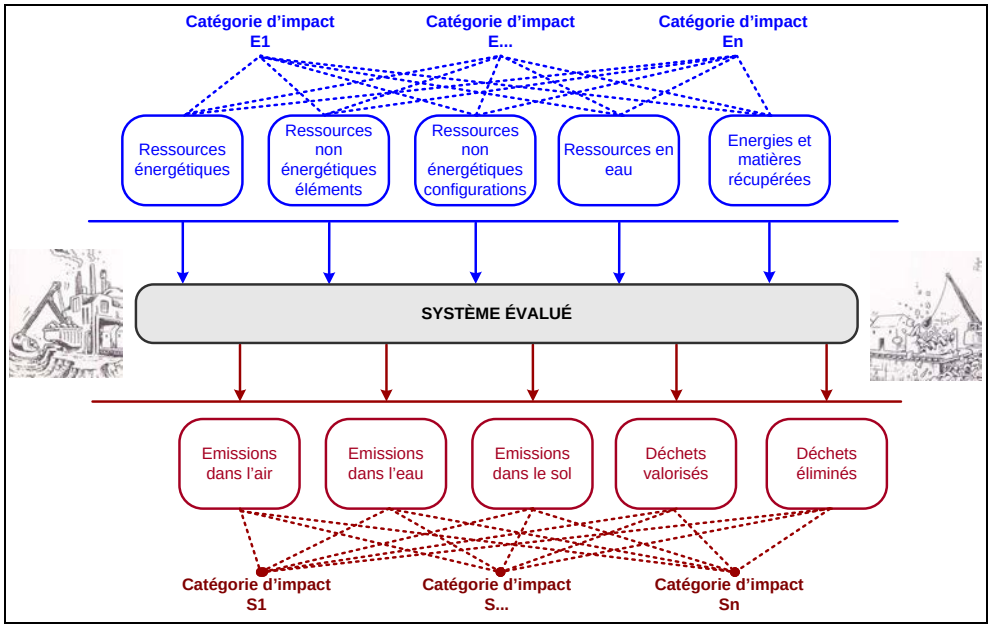


Figure 37. Schéma de principe de la caractérisation des impacts en ACV

Il existe à ce jour deux écoles dans l'évaluation des impacts du cycle de vie. L'approche orientée problème s'intéresse uniquement à la caractérisation d'un problème environnemental : par exemple, l'émission de CO_2 dans l'atmosphère. Une deuxième approche utilisée par la communauté ACV est dite orientée dommage. Elle caractérise le dommage engendré par une consommation de ressources ou une émission de substances. Par exemple, l'émission de CO_2 contribuera, suivant cette approche, à un risque sur la santé humaine. En effet, le changement climatique provoquera une élévation du niveau de la mer, ce qui entraînera des déplacements de population et une élévation des températures, expliquant par là une augmentation des maladies (Murray et Lopez, 1996). En raison des hypothèses retenues pour relier les effets environnementaux aux dommages, cette dernière approche comporte des incertitudes plus élevées que la précédente.

Une fois que les flux d'inventaire ont été affectés dans les différentes catégories d'impacts, un facteur de caractérisation leur est attribué en fonction de la méthode d'évaluation. La formule générale de calcul d'un indicateur d'évaluation d'impact est la suivante :

Équation 13. Formule de calcul d'un indicateur d'évaluation des impacts

$$I_{m,p} = \sum_{x=1}^{n} \left(F_{x,p} \times C_{x,m} \right)$$

$F_{x,p}$: flux x d'inventaire de cycle de vie pour un système de produit p pour une unité fonctionnelle donnée
$C_{x,m}$: facteur de caractérisation de la catégorie d'impact m pour le flux d'inventaire x
$I_{m,p}$: indicateur d'évaluation d'impact I relatif à la catégorie d'impact m pour un système de produit p

Le choix des méthodes d'évaluation des impacts à intégrer à la base de données SLCA avait pour objectif de prendre en compte la majeure partie des indicateurs utilisés dans les outils pour l'ACV des bâtiments à l'échelle internationale (cf. tableau 2). En complément, certaines méthodes d'évaluation ont été prises en compte pour réaliser des analyses de sensibilité (par exemple évaluation des ressources). Dans la suite de ce chapitre, les méthodes d'évaluation des impacts intégrées à SLCA sont présentées par critère. Trois critères (synonymes d'impacts) ont été retenus : les ressources, la santé humaine et enfin l'écosystème. Ce mode de classification reste arbitraire mais permet de classer les indicateurs par domaine de protection d'un point de vue de l'aide à la décision. Une autre possibilité consisterait à classer les indicateurs en fonction de l'approche retenue pour les calculer (orientée problème ou dommage). D'autre part, certaines méthodes d'évaluation des impacts ont dû être simplifiées afin de les utiliser correctement sur un inventaire limité à 168 flux environnementaux. Le détail des simplifications éventuelles est documenté dans la présentation de chaque méthode.

4.3. Méthodes d'évaluation des impacts relatives aux ressources

4.3.1. Approches existantes

Les ressources sont évaluées selon plusieurs groupes d'indicateurs. Ainsi, quatre groupes de méthodes d'évaluation ont été identifiées dans les approches existantes (tableau 12). Le premier groupe se base sur une approche thermodynamique (énergie, exergie) pour l'évaluation des ressources avec notamment la possibilité d'utiliser un indicateur exprimé en énergie primaire. Des variantes de cet indicateur existent avec l'indicateur exergétique qui intègre également la qualité de l'énergie au sein de l'évaluation (Finnveden et Ostlund, 1997). Néanmoins, évaluer l'impact environnemental sur les ressources, sous un angle thermodynamique, ne permet pas de traduire une problématique d'épuisement de ressources. Ainsi, certaines publications, par exemple Scheuer et *al* (2003), posent le problème de la modélisation peu représentative de cet impact et par conséquent le néglige dans leur étude de cas d'ACV bâtiment. Le deuxième groupe (approche matière), consiste à sommer l'ensemble des flux de ressources consommés par un système. Le troisième groupe, spécifique à l'évaluation de l'épuisement des ressources, a alors été mis au point comme par exemple l'indicateur ADP développé par l'Université de Leiden (Guinée et Heijungs, 1995). Enfin, la quatrième approche correspond au surplus d'énergie à fournir lors de futures extractions dans des minerais plus profonds. Cette approche est applicable aux minerais et aux combustibles fossiles (Goedkoop et Spriesma, 2000). Elle n'intègre toutefois pas l'uranium alors que cette ressource est fortement concernée par cet indicateur du fait de sa concentration très variable dans les minerais exploitables.

Tableau 12. Groupes de méthodes d'évaluation des impacts relatives aux ressources

Groupe de méthodes d'évaluation des ressources	Type d'indicateur utilisé pour l'évaluation	Nombre d'outils pour l'ACV des bâtiments l'utilisant	Intégration dans SLCA
Approche thermodynamique	consommation d'énergie	12	OUI
	consommation d'exergie	0	NON
Approche matière	consommation de ressources non énergétiques	3	OUI
	consommation d'eau	8	OUI
Approche potentiel d'épuisement	potentiel d'épuisement de ressources (ADP)	8	OUI
Approche surplus d'énergie	surplus d'énergie à fournir lors de futures extractions	0	NON

Les outils pour l'ACV des bâtiments (présentés au chapitre 1) utilisent majoritairement les approches thermodynamiques, matière et de potentiel d'épuisement. C'est la raison pour laquelle les indicateurs correspondants ont été intégrés à la base SLCA (à l'exception de l'indicateur exergétique). Ces méthodes sont présentées dans la suite du chapitre.

4.3.2. Méthode d'évaluation de l'impact de la consommation d'énergie

4.3.2.1. Principes généraux pour l'évaluation de la consommation d'énergie

La méthode d'évaluation de la consommation d'énergie s'appuie sur une caractérisation en énergie primaire. L'indicateur d'énergie primaire est en effet utile pour comparer, sur une base homogène, les différentes sources d'énergie. Il représente la somme de toutes les sources d'énergie directement puisées dans les réserves naturelles telles que le gaz naturel, le pétrole, le charbon, le minerai d'uranium, la biomasse, l'énergie hydraulique, le soleil, le vent et la géothermie. Il permet de caractériser l'ensemble de la chaîne énergétique depuis l'extraction des matières premières, jusqu'à la mise à disposition de l'énergie pour un produit, bien ou service (Chapman, 1974). Les facteurs de caractérisation correspondent aux pouvoirs calorifiques inférieurs ou supérieurs (PCI ou PCS). Le pouvoir calorifique correspond à l'énergie libérée par la réaction de combustion d'un combustible (bois, charbon, lignite, gaz naturel, pétrole...). La distinction entre PCS et PCI vient de la prise en compte dans le PCS de l'énergie associée à la chaleur latente de vaporisation de l'eau. L'estimation des pouvoirs calorifiques peut être fonction de plusieurs paramètres. Par exemple, l'estimation du pouvoir calorifique du bois se fait selon son taux d'humidité. Pour l'uranium, il est possible d'évaluer l'énergie récupérable par des technologies existantes (approche PCI), ou au contraire, de considérer l'énergie potentiellement récupérable qui inclut alors l'énergie associée (approche PCS) à l'uranium appauvri (Peuportier, 2008). Afin de réaliser une analyse de sensibilité sur la caractérisation de l'énergie primaire, deux méthodes d'évaluation ont été prises en compte : la demande cumulative en énergie (CED) utilisée dans la base Ecoinvent et la méthode énergie primaire (PE) totale utilisée dans le logiciel TEAM et dans le fascicule FD P01-015 (support à la réalisation des FDES).

4.3.2.2. Demande cumulative en énergie

La demande cumulative en énergie utilise des facteurs CED pour caractériser la demande cumulative en énergie primaire (VDI, 1997). À titre de comparaison, le tableau 13 montre la différence qui existe entre ces facteurs CED et les PCI et PCS des ressources énergétiques. Ces valeurs sont issues des travaux de Frischknecht (1995).

Tableau 13. Comparaison des facteurs CED, PCI et PCS pour les ressources énergétiques non renouvelables

Ressource	Unité	PCI	PCS	CED	PE
Gaz de pétrole	Nm^3	40,9	45	-	45.5 (en MJ/kg)
Gaz naturel	Nm^3	35	39	38,29	
Gaz de mine	Nm^3	35,9	39,8	39,8	
Pétrole brut	kg	42,6	45,6	45,8	42.6
Lignite	kg	8	9,5	9,9	8
Charbon dur	kg	18	19	19,1	28.9
Uranium naturel	kg	460000	900000	560000	420000

Le tableau 13 montre que les valeurs des facteurs CED peuvent être différentes des PCS. C'est surtout le cas pour la caractérisation de l'uranium : le facteur CED est dans ce cas-là plus proche de la valeur du PCI. Le PCI et le PCS du charbon (dur) sont quasiment identiques avec respectivement 18 et 19 MJ/kg. Une variante de l'indicateur CED consiste à inclure les énergies renouvelables limitées en flux (bois, hydroélectricité, éolien…), dont l'utilisation restreint la ressource collective alors que l'utilisation de l'énergie solaire sur un bâtiment ne réduit pas le rayonnement reçu sur les autres parcelles. Ce principe est appliqué par exemple dans la réglementation thermique française et dans le logiciel d'ACV bâtiment EQUER (Peuportier, 2008). Il est également possible de séparer les parties renouvelables des non renouvelables. Les équations pour le calcul des indicateurs énergétiques selon l'approche CED sont les suivantes :

Équation 14. Formules de calcul des indicateurs d'évaluation de demande cumulative en énergie

$$I_{CED,p} = \sum_x F_{x,p}.C_{x,CED(non\ renouvelable)} + \sum_x F_{x,p}.C_{x,CED(renouvelable)}$$

$$C_{x,CED(non\ renouvelable)} \begin{cases} C_{x,CED(\ fossile)} = CED_{x,(\ fossile)} \\ C_{x,CED(nucléaire)} = CED_{x,CED(nucléaire)} \\ C_{x,CED(\ forêt\ primaire)} = 1 \end{cases}$$

$$C_{x,CED(renouvelable)} \begin{cases} C_{x,CED(biomasse)} = 1 \\ C_{x,CED(éolien)} = 1 \\ C_{x,CED(solaire)} = 1 \\ C_{x,CED(géothermie)} = 1 \\ C_{x,CED(hydraulique)} = 1 \end{cases}$$

avec les facteurs CED exprimés en MJ-eq/kg

Il est à noter que l'énergie contenue dans les produits en bois issus de forêts non gérées durablement est affectée dans la part non renouvelable au côté de l'énergie fossile et nucléaire.

4.3.2.3. Energie primaire totale

Une deuxième méthode d'évaluation de l'énergie primaire a été incluse dans la base SLCA. Il s'agit de l'approche « Energie Primaire Totale » (PE) actuellement utilisée pour le calcul des indicateurs énergétiques des FDES. La principale différence avec l'approche CED se situe dans le choix des facteurs de caractérisation retenus pour chacune des ressources. Dans cette approche, les PCI ont été retenus. Ils sont présentés dans le tableau 13 à la dernière colonne. Ces facteurs s'appuient sur une étude réalisée par Ecobilan en 2004 concernant la filière électricité française dans le cas de l'uranium et de l'ETH-ESU sur les PCI des combustibles fossiles (AFNOR, 2005). Ils ne sont donc pas issus des mêmes travaux que les facteurs CED. De manière analogue à l'indicateur CED, il est possible de séparer une partie renouvelable d'une partie non renouvelable. Les équations pour le calcul des indicateurs énergétiques selon l'approche PE sont les suivantes :

Équation 15. Formules de calcul des indicateurs d'évaluation de l'énergie primaire totale

$$I_{PE,p} = \sum F_{x,p}.C_{x,PE(non\ renouvelable)} + \sum F_{x,p}.C_{x,PE(renouvelable)} + \sum F_{x,p}.C_{x,PE(énergie\ récupérée)}$$

avec les facteurs PE exprimés en MJ-eq/kg

Cependant, nous remarquons aux côtés des ressources vierges (non renouvelables et renouvelables), la présence du flux d'énergie récupéré. Il permet de comptabiliser les entrants énergétiques issus d'un stock (recyclage). Il s'agit d'une différence avec l'approche précédente (CED).

4.3.2.4. Analyse comparative de ces méthodes

Le tableau 13 présente les valeurs des facteurs retenus dans les deux méthodes. Les écarts entre l'approche CED et PE, au niveau des combustibles fossiles, sont de l'ordre de 9.8 MJ/kg pour le charbon, 1.9 MJ/kg pour le lignite, 3.3 MJ/kg pour le gaz naturel, 3.2 MJ/kg pour le pétrole mais 140000 MJ/kg pour l'uranium. Dans ce dernier cas, un écart assez important existe entre les deux méthodes. Une vérification de la quantité d'uranium extraite dans les inventaires du mix électrique français a été réalisée pour s'assurer qu'il n'y ait pas au départ un écart sur les flux d'inventaire. Le travail a été mené à partir des inventaires du mix électrique français intégrés à la base SLCA-process pour une unité fonctionnelle d'un MJ. Il y a finalement 4.86 mg d'uranium consommé dans l'inventaire issu d'Ecoinvent contre 4.82 mg dans l'inventaire issu du Fascicule FD P01-015. Les indicateurs énergétiques obtenus sont de 3.18 MJ pour l'inventaire Ecoinvent et 3.13 MJ pour l'inventaire du Fascicule FD P01-015. L'écart entre les facteurs CED et PE est cohérent avec la quantité d'uranium inventorié. Toutefois, le tableau 4 (page 42) montre que la valeur de 130 000 MJ/kg pour l'uranium est actuellement le PCI utilisé dans les données ACV de la base DEAM. Il semble donc exister une différence dans la caractérisation de l'uranium entre la base DEAM et les données ACV du fascicule FD P01-015.

Le calcul de l'énergie primaire reste donc soumis à la variabilité des pouvoirs calorifiques utilisés suivant les méthodes. Cette remarque aura d'autant plus d'importance que la part d'électricité consommée dans un procédé sera élevée (pour un contexte français au mix électrique dominé par le nucléaire). Il sera néanmoins intéressant d'évaluer à l'échelle d'un bâtiment l'influence de ce paramètre sur l'énergie primaire consommée (cf. chapitre 7).

4.3.3. Méthodes d'évaluation de l'impact de la consommation de ressources

La plupart des indicateurs d'évaluation de la consommation des ressources ne sont pas des indicateurs d'impacts (au sens strict). Ils correspondent seulement à des indicateurs de flux qui restent utilisés dans les outils pour l'ACV des bâtiments.

4.3.3.1. Consommation de ressources (TMR)

L'objectif de l'indicateur « Total Mass Requirement » est de quantifier la somme des ressources non énergétiques consommées (Van der Voet et *al*, 2009). L'indicateur TMR se calcule, dans la base SLCA, à partir des 44 flux de ressources non énergétiques. Il n'y a pas de pondération entre les différentes ressources. Ces ressources étant non pondérées, le facteur de caractérisation TMR est égal à 1 quelle que soit la ressource.

4.3.3.2. Consommation de ressources (EDIP)

Le but de cette méthode est d'évaluer la consommation de ressources non renouvelables. Ces ressources peuvent être d'origine énergétique ou non énergétique. La méthode (EDIP) est décrite plus en détail dans (Hauschild et Wenzel, 1998). La base de données Ecoinvent l'intègre également dans ses méthodes d'évaluation des impacts. Dans la base de données SLCA, 16 ressources sont évaluées conformément à la méthode originelle. Il s'agit des flux de charbon, lignite, gaz naturel, pétrole, antimoine, argent, aluminium, cadmium, cobalt, cuivre, étain, fer, manganèse, mercure, molybdène, nickel, or, palladium, platine, et zinc. Il faut rappeler que le choix de ces 16 ressources jugées non renouvelables est spécifique à cette méthode d'évaluation. Ces ressources étant non pondérées, le facteur de caractérisation RC est égal à 1 quelle que soit la ressource.

4.3.3.3. Consommation de ressources non énergétiques non renouvelables

Cet indicateur est prévu pour être intégré dans la future norme française XP P01-020-3 sur l'évaluation de la performance environnementale des bâtiments (AFNOR, 2009). L'indicateur de consommation de ressources non énergétiques non renouvelables (CRNE-NRe) se calcule à partir de la somme non pondérée de 15 ressources non énergétiques. Les ressources non énergétiques non renouvelables considérées sont : l'antimoine, l'argent, le bismuth, le cadmium, l'étain, le mercure, le molybdène, l'or, le palladium, le platine, le plomb et le rhodium. Ces ressources étant non pondérées, le facteur de caractérisation CRNE-NRe est égal à 1 quelle que soit la ressource.

4.3.3.4. Consommation de matières récupérées

Cette méthode d'évaluation consiste à faire la somme des différents flux de matières récupérées et entrants dans le système. Dans la base SLCA, aucune pondération n'est effectuée en fonction du type de matière récupérée. L'indicateur CMR qui en résulte donne donc une importance identique à l'utilisation, par exemple, d'un kilogramme de papier ou d'acier recyclés. Ces ressources étant non pondérées, le facteur de caractérisation CMR est égal à 1 quelle que soit la ressource.

4.3.3.5. Consommation d'eau

Cette méthode d'évaluation consiste à faire la somme des différents flux de consommation d'eau de l'inventaire, à l'exception de l'eau de mer. Aucune pondération n'est effectuée à ce jour en fonction de la provenance du prélèvement en eau (nappe phréatique, lac, rivière, réseau, non spécifié). Ces ressources étant non pondérées, le facteur de caractérisation EAU est égal à 1 quelle que soit l'origine du prélèvement.

4.3.4. Méthode d'évaluation de l'impact d'épuisement des ressources

4.3.4.1. Potentiel d'épuisement des ressources abiotiques

Modèle de calcul de référence des facteurs ADP

La méthode d'évaluation de l'impact d'épuisement de ressources prise en compte s'appuie sur les travaux du Centre CML de l'Université de Leiden aux Pays-Bas. Ces travaux ont abouti à la définition d'un indicateur d'épuisement de ressources. Dans cette méthode, les ressources abiotiques sont différenciées des ressources biotiques. Les ressources abiotiques correspondent aux matières premières et aux combustibles comme le fer ou le pétrole. Un indicateur pour les ressources biotiques (par exemple la biomasse) a certes été mis au point par le Centre CML, mais il n'existe pas, à ce jour, de facteurs de caractérisation (Guinée, 2001).

Dans la base de données SLCA, seules les ressources abiotiques sont donc caractérisées par rapport à leur potentiel d'épuisement. Le facteur ADP intègre les trois paramètres suivants : la rareté de la ressource (R), son taux d'extraction sur une année (E) et la vitesse d'épuisement qui est le rapport des deux paramètres précédents (E/R). La combinaison de ces trois paramètres permet de définir le modèle de calcul du facteur ADP de référence d'une ressource. La formule de calcul est la suivante :

Équation 16. Formule de calcul du facteur de caractérisation ADP

$$C_{x,\,ADP} = \frac{E_x}{R_x^2} \times \frac{R_{réf}^2}{E_{réf}}$$

E_x : taux d'extraction annuel de la ressource x
R_x : la réserve ultime de la ressource x
$E_{réf}$: taux d'extraction annuel de la ressource de référence
$R_{réf}$: la réserve utlime de la ressource de référence

Les valeurs des taux d'extractions sont issues des données du Bureau Géologique Américain (USGS, 2010). Par exemple, les valeurs des taux d'extractions reportées dans le « Handbook of Life Cycle Assessment » correspondent à celles publiées par le Bureau Géologique Américain pour l'année 1995. Les réserves ultimes de chaque ressource sont quant à elles calculées par (Guinée, 2001).

Choix de la ressource de référence pour le calcul des facteurs ADP

Jusqu'à ce jour, les travaux sur l'ADP se sont appuyés sur l'étalon antimoine. L'antimoine est en effet un métal rare voué à être épuisé dans quelques dizaines d'années. Il serait possible de définir une autre ressource étalon, plus représentative pour le secteur de la construction, sur la base des 49 flux de ressources inventoriés dans SLCA. Toutefois, afin de rester en cohérence avec la littérature ACV, l'étalon antimoine est conservé pour le calcul de l'ADP dans SLCA.

Choix de caractérisation des ressources énergétiques : facteurs ADP des énergies fossiles

Le calcul des facteurs ADP pour les flux de lignite, charbon, gaz et pétrole repose sur la détermination de l'ADP des énergies fossiles (cf. équation 17). Les facteurs ADP se déterminent ensuite en les multipliant par leur pouvoir calorifique supérieur.

Équation 17. Formules de calcul du facteur de caractérisation ADP des ressources fossiles

$$C_{fossile,\,ADP} = \frac{E_{fossile}}{R_{fossile}^2} \times \frac{R_{réf}^2}{E_{réf}} = 4.81 \times 10^{-1}\, an^{-1}$$

$$C_{x,\,ADP} = C_{fossile,\,ADP} \times PCS_x$$

$C_{fossile,\,ADP}$ = Potentiel d'Epuisement Abiotique des énergies fossiles en kg eq-Sb/MJ énergie fossile.
$R_{fossile}$ = Réserve ultime des combustibles fossiles estime à $4.72.10^{20}$ MJ.
$E_{fossile}$= Taux d'extraction équiv. à la production d'énergie fossile en MJ/an valant $3.03x10^{14}$ kg.an^{-1}
$R_{réf}$ = Réserve ultime de l'antimoine en kg
$E_{réf}$= Taux d'extraction de l'antimoine, la ressource prise pour référence en kg/an.
PCS_x : pouvoir calorifique supérieur de la ressource x

Il est à noter que l'ADP du gaz naturel est exprimé en kilogramme dans la base de données SLCA, d'où un facteur ADP supérieur à celui de CML. Le tableau 14 présente les facteurs ADP pour les ressources énergétiques (fossiles et uranium).

Tableau 14. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP part énergétique

Flux de ressources		ADP	Taux d'extraction	Réserves ultimes
	Unité	kg eq-Sb	kg.an^{-1}	kg
Bois	kg	-	-	-
Charbon	kg	1.34E-02	3.03E+14	4.72E+20
Lignite	kg	6.71E-03	3.03E+14	4.72E+20
Gaz naturel	kg	2.34E-02	3.03E+14	4.72E+20
Pétrole	kg	2.01E-02	3.03E+14	4.72E+20
Uranium	kg	2.87E-03	3.17E+07	6.25E+16

Le facteur de caractérisation considéré par Guinée pour l'uranium est de l'ordre de 62500 milliards de tonnes (réserves ultimes). Ce chiffre ne correspond pas aux autres valeurs de la littérature. Par

exemple, celles publiées par Heijungs sont de l'ordre de 1.70 million de tonnes (Heijungs et *al*, 1992) ou 13.4 millions de tonnes pour le Bureau Géologique Américain (USGS, 2010). De même, les réserves connues d'uranium sont, selon l'Agence Internationale de l'Energie, proches de 4.3 millions de tonnes (IEA, 1998). Le choix des réserves ultimes pour une ressource énergétique comme l'uranium est alors discutable dans la mesure où une proportion importante des réserves de ce combustible est très diluée. Ainsi, l'énergie nécessaire pour extraire l'uranium enrichi risque d'être supérieure à l'énergie récupérable.

Choix de caractérisation des ressources non énergétiques : minerais ou éléments ?

Le choix entre minerai et élément a déjà été évoqué lors de la classification des flux d'inventaire de la base Ecoinvent vers la base SLCA (annexe 24). La figure 38 présente, dans le cas du flux d'aluminium, les étapes de la chaîne d'extraction où la caractérisation des impacts peut être conduite au niveau du gisement brut, du minerai ou de l'élément. Dans le cas des facteurs ADP de la base SLCA, ils seront uniquement définis à l'échelle de l'élément, puisque l'ensemble des flux de ressources est exprimé sous la forme d'éléments.

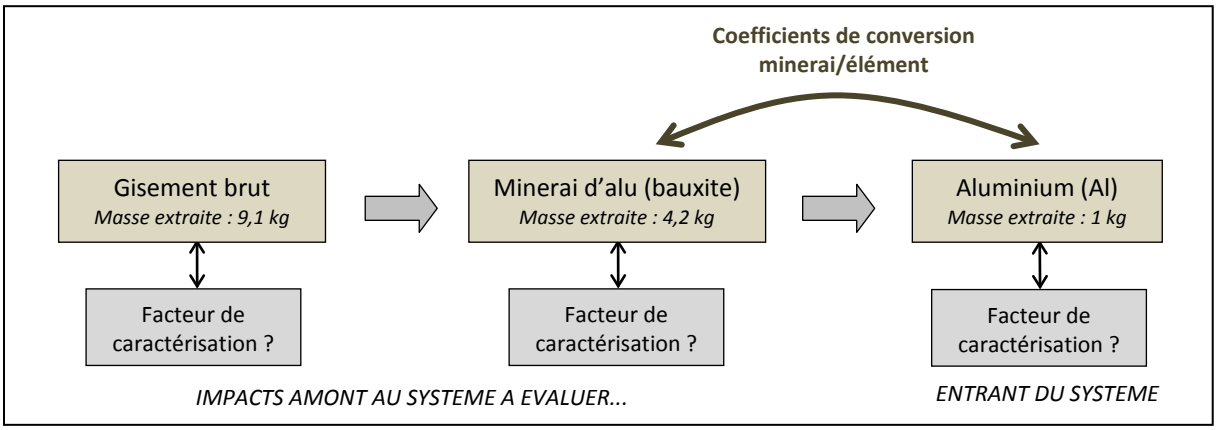


Figure 38. Caractérisation de la chaîne d'extraction des ressources non énergétiques

Les 12 flux de ressources non énergétiques de configurations correspondant à des flux de matières ou de minéraux sont la seule exception à cette règle. Il s'agit de l'argile, de la bentonite, du calcaire, de carbonate de sodium, de chlorure de potassium, de chlorure de sodium, de la dolomite, du feldspath, de la fluorite, du gravier, du kaolin, du sable. Dans ce cas, des assimilations, par rapport à des éléments, ont dû être effectuées puisqu'il n'existe pas de facteur ADP pour des ressources comme l'argile, la bentonite ou le sable dans la méthode développée par Heijungs et *al* (1992). Dans ce contexte, le facteur ADP du gravier a été, par exemple, assimilé à celui du silicium. Ces assimilations s'appuient sur celles effectuées dans la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Le tableau 15 présente les éléments assimilés aux flux de configurations.

Tableau 15. Correspondance entre les flux de configurations et facteurs ADP d'éléments assimilés pour le calcul de l'indicateur ADP

Flux de la nomenclature SLCA	Flux (élément) assimilé pour le calcul de l'indicateur ADP-NE	Facteur ADP (kg eq-Sb/kg)
Argile	… silicium	2.99E-11
Bentonite	… silicium	2.99E-11
Calcaire	… calcium	7.08E-10
Carbonate de sodium	… sodium	8.24E-11
Chlorure de potassium	… potassium	3.13E-08
Chlorure de sodium	… chlore	4.86E-08
Dolomite	… magnésium	3.73E-09
Feldspath	… potassium	3.13E-08
Fluorite	… fluor	2.96E-06
Gravier	… silicium	2.99E-11
Kaolin	… aluminium	1.00E-08
Sable	… silicium	2.99E-11

Les facteurs de caractérisation sont évalués au niveau mondial. Une alternative consisterait à définir des valeurs régionales mais cette possibilité n'a pas été étudiée ici.

Les flux de ressources caractérisées dans la base SLCA

La méthode de calcul ADP complète permet de caractériser au total 83 flux de ressources non énergétiques éléments. Dans le cas de la base SLCA, seuls 49 flux de ressources, dont 44 de ressources non énergétiques, sont effectivement caractérisés (dont 32 flux de ressources non énergétiques éléments).

4.3.4.2. Potentiel d'épuisement des ressources abiotiques (non énergétiques)

La méthode de calcul de l'indicateur ADP, limitée aux ressources non énergétiques (ADP-NE), caractérise seulement 44 ressources sur les 49 de l'indicateur ADP. Les facteurs de caractérisation retenus pour cet indicateur sont présentés à l'annexe 46.

4.3.4.3. Potentiel d'épuisement des ressources abiotiques (éléments)

À la différence de l'indicateur ADP-NE, la méthode ADP Elements ne prend pas en compte les 12 flux de ressources « configurations » présentés au tableau 15. Seules 32 ressources sur les 44 de l'indicateur ADP-NE sont caractérisées. Pour cet indicateur, un travail d'analyse approfondie de la caractérisation des impacts a été conduit. Pour cela, des facteurs ADP supplémentaires ont été intégrés au côté de ceux déjà calculés suivant le modèle de calcul présenté à l'équation 16. Ces facteurs supplémentaires correspondent à des alternatives de la méthode ADP de référence. Les hypothèses

ayant servi à les déterminer ont été récupérées du rapport sur l'amélioration des facteurs de caractérisation ADP de Van Oers et *al* (2002).

La prise en compte des modèles de calcul alternatifs se justifie par les recommandations de Guinée (2001). En effet, il est recommandé, à côté de l'approche de référence, d'intégrer des modèles de calcul alternatifs pour pouvoir réaliser des analyses de sensibilité. L'indicateur ADP peut être sensible aux variations de définition de son modèle de calcul (prise en compte du taux d'extraction, du stock, échelle géographique considérée pour l'épuisement etc.) mais également de la valeur des paramètres (quantité de réserves, taux d'extraction annuel). Pour cela, quatre modèles de calcul, correspondant à une variante du modèle de référence, sont définis. Les formules de calcul sont reportées au tableau 16. Le premier modèle ADP (E/R^2) correspond à celui présenté à l'équation 16. Le modèle suivant ADP (E/R) prend seulement en compte la vitesse d'épuisement dans le calcul. De même, le modèle ADP (1/R) ne considère que la rareté de la ressource et le dernier modèle ADP (E) s'appuie uniquement sur le taux d'extraction.

Tableau 16. Modèles de calculs alternatifs pour l'indicateur ADP

Modèle de calcul	**Que considère la formule de calcul de l'indicateur ?**	**Formule de calcul **** *avec k = {ult, base, eco}*	**Echelle d'évaluation**
ADP (E/R^2)	Rareté et vitesse d'épuisement de la ressource	$C_{x,ADP}(k) = \frac{E_x}{R(k)_x^2} \times \frac{R(k)_{réf}^2}{E_{réf}}$	Mondiale
ADP (E/R)	Vitesse d'épuisement de la ressource	$C_{x,ADP}(k) = \frac{E_x}{R(k)_x} \times \frac{R(k)_{réf}}{E_{réf}}$	Mondiale
ADP (1/R)	Rareté de la ressource	$C_{x,ADP}(k) = \frac{1}{R(k)_x} \times \frac{R(k)_{réf}}{1}$	Mondiale
ADP (E)	Taux d'extraction de la ressource	$C_{x,ADP}(k) = \frac{E_x}{E_{réf}}$	Mondiale

*** avec k, notation correspondante aux trois types de réserves : ultime (ult), base (base), et économique (eco). Ces différentes notations sont reprises dans les annexes 47 à 51.*
E fait référence au taux d'extraction annuel de la ressource et R à la réserve mondiale de cette ressource respectivement ultime, base ou économique (cf. glossaire du mémoire de thèse pour la signification de ces termes).

En complément de l'analyse de sensibilité sur le modèle de calcul ADP de référence, une analyse de sensibilité sur les valeurs des réserves est proposée. Pour cela, de nouvelles données sur les réserves mondiales ont été intégrées à SLCA. Il s'agit des réserves bases et économiques. Le Bureau Géologique Américain les définit de la manière suivante :

- Réserves bases : réserves faisant partie d'une ressource qui satisfait les critères physicochimiques des pratiques actuelles d'extraction. Ce type de réserve peut contenir des ressources qui seront potentiellement disponibles dans un avenir proche au-delà des technologies et économies actuelles.

- Réserves économiques : réserves faisant partie des réserves bases qui peuvent être économiquement extraites au moment de leur détermination.

Les valeurs sur les réserves ultimes, bases et économiques, correspondant à celles publiées par Van Oers et *al* (2002), ont été utilisées pour l'indicateur ADP Elements. Les données sur les réserves bases et économiques proviennent de statistiques publiées par type de ressources par le Bureau Géologique Américain (USGS, 2010). Les facteurs de caractérisation sont présentés dans les annexes 46 à 51.

Une différence importante existe sur l'estimation des réserves. Les valeurs des réserves ultimes sont estimées en moyenne pour les 32 ressources minérales à $3.3x10^8$ milliards de tonnes, alors que pour les réserves bases et économiques, les valeurs sont de 5.7 et 3.3 milliards de tonnes respectivement. Cette différence est illustrée à la figure 39. Ce graphique représente, pour une ressource théorique, la concentration (en kg/m^3) en fonction de sa présence dans la croûte terrestre.

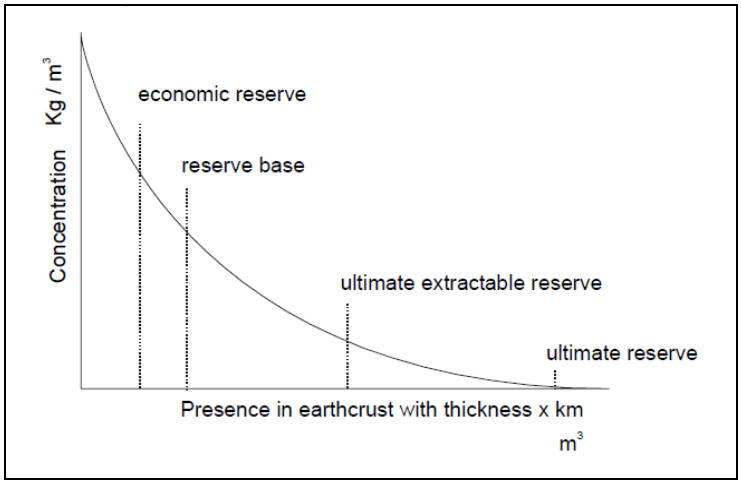


Figure 39. Concentration de matières en fonction de la présence de la ressource dans la croûte terrestre tiré de Van Oers et *al* (2002)

Les réserves économiques et bases sont présentes plus faiblement dans la croûte terrestre, mais en concentration plus élevée que les réserves ultimes. Dans la méthode de calcul développée par CML, les auteurs ont défini les réserves ultimes qu'il est possible d'extraire. Cependant, la figure 39 montre que ces réserves ne correspondent pas aux réserves géologiques ultimes.

Nous précisons enfin que l'échelle d'évaluation de ces modèles de calculs alternatifs reste mondiale (tableau 16). Un quatrième modèle, non étudié ici, pourrait consister à régionaliser les réserves disponibles pour chaque ressource à l'échelle d'un territoire (pays, région, département). Le lecteur intéressé peut se reporter à de récents travaux portant sur la régionalisation de l'impact d'épuisement des ressources utilisées dans la fabrication du béton (Habert et *al*, 2009).

4.4. Méthodes d'évaluation des impacts relatives aux risques et à la santé humaine

4.4.1. Approches existantes

Plusieurs approches existent à ce jour pour évaluer l'impact sur la santé humaine du cycle de vie d'un système de produits. Plusieurs auteurs proposent des états de l'art complet sur le sujet, par exemple Finnveden et *al* (2009), Guinée (2001), Goedkoop et Spriesma (2000) ou encore Popovici (2006). Les indicateurs existants à ce jour, au sein de ce domaine de protection, peuvent être soit orientés problèmes soit orientés dommages.

Parmi les indicateurs orientés problèmes, il existe les indicateurs de potentiel de réchauffement climatique (IPCC, 2007), de formation d'ozone photochimique (POCP), de destruction de la couche d'ozone stratosphérique (ODP), de toxicité humaine (HTP), de radiations ionisantes, cancérigènes, de métaux lourds (Guinée, 2001) et de pollution de l'air (AFNOR, 2004). Parmi les indicateurs orientés dommages, il existe l'indicateur DALY de dommages sur la santé (Murray et Lopez, 1996). Pour caractériser l'impact sur la santé, il existe également des approches plus simples évaluant uniquement la production de déchets radioactifs (DR). Le tableau 17 regroupe les différentes méthodes et précisent le nombre d'outils pour l'ACV des bâtiments qui les utilisent et ceux qui sont intégrés à la base SLCA.

Tableau 17. Groupes de méthodes d'évaluation des impacts relatives aux risques et à la santé humaine

Groupe de méthodes relatives aux risques et à la santé humaine	Indicateur utilisé pour l'évaluation	Nombre d'outils pour l'ACV des bâtiments l'utilisant	Intégration dans SLCA
Approche orientée problèmes	Réchauffement climatique (GWP), formation d'ozone photochimique (POCP)	10-13	OUI
	Toxicité humaine (HTP)	8	OUI
	Pollution de l'air (PA)	2	OUI
	Destruction de la couche d'ozone stratosphérique (ODP)	8	NON
	Radiations ionisantes, substances cancérigènes, métaux lourds	0	NON
Approche orientée dommages	Disability Adjusted Life Loss Years (DALY)	1	OUI
Approche orientée flux	Déchets radioactifs (DR)	4	OUI

Dans la base de données SLCA, les indicateurs suivants ont été pris en compte : GWP, POCP smog d'été, HTP, DALY et DR. Ils sont en grande partie représentatifs des indicateurs utilisés dans les outils pour l'ACV des bâtiments. Le choix de ne pas prendre en compte l'indicateur ODP peut se justifier par la réduction des émissions de fluides frigorigènes observée ces dernières années grâce à l'application du protocole de Montréal (RPF, 1999). Cet impact est donc en voie d'être régulé. Les méthodes d'évaluation d'impact sont présentées ci-après en précisant les hypothèses simplificatrices retenues.

4.4.2. Méthode d'évaluation de l'impact de réchauffement climatique

Cette méthode permet d'évaluer le potentiel de réchauffement climatique. Cet impact est engendré par l'effet de serre additionnel qui est, depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, amplifié par les activités humaines. Chaque gaz présent dans l'atmosphère a un pouvoir de réchauffement plus ou moins important en fonction de ses propriétés optiques et de sa durée de vie (ou persistance). Le groupement intergouvernemental sur l'étude du climat publie régulièrement ses travaux qui mettent de plus en plus en évidence, le lien entre activités humaines et réchauffement climatique. Afin d'évaluer cet impact, un facteur de caractérisation a été défini pour caractériser l'importance d'une substance au réchauffement climatique. Il s'agit du GWP pour « Global Warming Potential » caractérisant le potentiel de réchauffement global de chaque substance (IPCC, 2007). Chaque facteur GWP se calcule ensuite par un quotient d'intégrale entre t = 0 et la période horizon choisie (à 20 ans, 100 ans ou 500 ans) de la concentration par le forçage radiatif pour la substance *x* sur la même intégrale pour la substance de référence. Cette référence correspond actuellement au dioxyde de carbone.

Équation 18. Formule de calcul du facteur de caractérisation GWP

$$C_{x,GWP} = \frac{\int_0^T a_x \times c_x(t)dt}{\int_0^T a_{CO_2} \times c_{CO_2}(t)dt}$$

a_x : Efficacité radiative de la substance x dû à l'augmentation de concentration de ce gaz exprimée en (W/m²)/kg
c_x : Concentration de la substance x dans l'atmosphère
a_{CO2} : Efficacité radiative du CO_2 i dû à l'augmentation de concentration de ce gaz exprimé en (W/m²)/kg
c_{CO2} : Concentration du CO_2 dans l'atmosphère
$C_{x,\ GWP}$: Facteur de caractérisation du potentiel de réchauffement climatique de la substance x en kg eq-CO_2/kg
T : horizon temporel considéré (20 ans, 100 ans, 500 ans)

Le facteur GWP est donc exprimé en kg eq-CO_2. Dans la base de données SLCA, le GWP à 100 ans a été intégré par défaut. A titre d'illustration, le facteur GWP du méthane à 100 ans vaut 25 kg eq-CO_2. Il tombe à 7,6 kg eq-CO_2 à 500 ans et 72 kg eq-CO_2 à 20 ans, selon la méthode IPCC (2007). La période d'intégration peut donc avoir son importance en fonction du flux étudié. Toutefois, dans le secteur de la construction, la majorité des émissions de gaz à effet de serre correspond au dioxyde de carbone pour 80 % environ (CITEPA, 2009).

L'utilisation de cette méthode d'évaluation, dans ce travail, a nécessité une simplification de la caractérisation de cet impact, puisque seuls les flux de dioxyde de carbone fossile, de méthane fossile et de protoxyde d'azote ont été caractérisés. Une étape de validation de cette méthode de calcul simplifiée a donc été menée pour déterminer l'écart relatif par rapport à la méthode exacte (cf. partie 4.6.2). Le choix de caractériser seulement la part fossile d'une partie des émissions est ainsi cohérent avec celui retenu dans la base Ecoinvent.

Le flux de CO_2, issu de la biomasse (séquestration et émissions), sera traité à part. Le facteur de caractérisation des flux issus de la biomasse est donc nul pour l'indicateur GWP (annexes 55-56). L'intérêt d'isoler ce flux au cours du cycle de vie est d'évaluer par exemple le bilan CO_2 des

constructions en bois de manière précise (traçabilité des flux). De même, certains flux élémentaires non pas été caractérisés. Il s'agit des gaz fluorés (HFC, HCFC et CFC) regroupés au sein du flux de composés fluorés organiques dans la nomenclature de flux. Il serait envisageable de proposer un facteur GWP moyen pour ces flux non caractérisés. Toutefois, cette voie n'a pas été retenue dans la base de données SLCA. Les facteurs de caractérisation des quatre flux d'émissions pris en compte sont présentés à l'annexe 54.

4.4.3. Méthode d'évaluation de l'impact de formation d'ozone photochimique

Cette méthode permet d'évaluer le potentiel de formation d'ozone photochimique. Le rayonnement solaire favorise la décomposition de certains composés organiques en ozone, d'où sa dénomination de smog d'été par opposition au smog d'hiver qui est, quant à lui, lié aux émissions de poussières et de soufre. Ces deux flux (poussières, dioxyde de soufre) sont, par ailleurs, déjà pris en compte dans les indicateurs de toxicité et d'acidification. C'est la raison pour laquelle, il n'est pas nécessaire de définir un indicateur pour l'impact de smog d'hiver (Heijungs et *al*, 1992). Le smog d'été se forme donc sous l'action conjuguée du rayonnement solaire et des composés chimiques réactifs. L'éthylène, le monoxyde de carbone, le dioxyde de soufre, le méthane et les autres composés organiques volatils sont des flux d'émissions contribuant à cet impact. Des facteurs de caractérisation POCP sont ensuite calculés à partir des sorties d'un modèle, par exemple le modèle RAINS, reliant la quantité d'ozone produite aux émissions (RAINS Model, 2010). Ces facteurs POCP, caractérisant le potentiel de formation d'ozone troposphérique, se calculent à l'aide de la formule suivante :

Équation 19. Formule de calcul du facteur de caractérisation POCP

$$C_{x,\,POCP} = \frac{\Delta F_x}{n_x} \times \frac{n_{réf}}{\Delta F_{réf}}$$

$\Delta F_{réf}$: Différence de quantité de la substance de référence (éthylène (C_2H_4)) en moles
ΔF_x: Différence de quantité de substance x en moles
$n_{réf}$: Quantité de la substance de référence (éthylène (C_2H_4)) en moles
n_x : Quantité de substance x en moles
$C_{x,POCP}$: Facteur de caractérisation du potentiel de formation d'ozone troposphérique de la substance x en kg eq-C_2H_4/kg

La méthode complète est décrite dans (Guinée, 2001). Les facteurs de caractérisation de cet indicateur d'impact ont été déterminés par Derwent et *al* (1996), Derwent et *al* (1998), Jenkin et Hayman (1999). La méthode complète caractérise 127 flux élémentaires dont le monoxyde de carbone, le dioxyde d'azote, le mono oxyde d'azote et le dioxyde de soufre. Les hydrocarbures sont caractérisés avec un facteur POCP différent pour chacun d'eux. Or, dans la nomenclature de flux de la base SLCA, les hydrocarbures sont agrégés. Une étude statistique a donc été menée pour déterminer la distribution statistique de ces facteurs. Les résultats sont présentés au tableau 18.

Tableau 18. Distribution statistique des facteurs POCP pour les hydrocarbures non spécifiés

	Minimum	1er quartile	Médiane	Moyenne	3ème quartile	Maximum
Facteurs POCP	-0.09	0.24	0.41	0.50	0.66	1.38

Ces résultats montrent que le facteur POCP médian est de 0.41 pour l'ensemble des hydrocarbures classifiés à partir de la base Ecoinvent. La plage de valeurs de ce facteur va de -0.09 pour le benzaldéhyde à 1.38 pour le triméthylbenzène. 50 % des données sont comprises entre 0.24 et 0.66, ce qui correspond respectivement à la valeur du premier et du troisième quartile. Par ailleurs, le benzaldéhyde réagit avec d'autres substances, comme le dioxyde d'azote, qui contribuent à la formation d'ozone. Il absorbe donc des réactifs expliquant son facteur négatif. Il s'agit du seul flux ayant un facteur négatif.

La principale hypothèse simplificatrice prise au niveau de cet indicateur concerne le choix d'utiliser la valeur médiane de la plage des valeurs des facteurs POCP. Dès lors, si un flux, par exemple, de benzaldéhyde est présent en quantité élevée dans certaines données (matériau, produit, procédé) de la base SLCA, l'écart entre l'indicateur POCP simplifié et l'indicateur POCP exact pourra être important et contraire en termes d'aide à la décision (puisqu'il a une action positive sur cette catégorie d'impact). De même, une dizaine de flux d'hydrocarbures ont des facteurs supérieurs à 1 kg eq-C_2H_4/kg. Il s'agit notamment des flux d'éthène, d'isoprène ou de propène. Le choix de considérer la médiane aura pour conséquence de minimiser l'impact de ces substances sur cette catégorie d'impact. Une étape de validation de cette méthode de calcul simplifiée a donc été menée pour déterminer l'écart relatif par rapport à la méthode exacte (cf. partie 4.6.2).

En complément, la méthode de calcul de l'indicateur POCP prend en compte les flux de méthane fossile, monoxyde de carbone, d'oxydes d'azotes et de dioxyde de soufre (Derwent et *al*, 1996). Pour ces trois derniers flux, les facteurs POCP correspondent à ceux des substances inorganiques. Au total, la base SLCA caractérise 5 flux d'émissions pour calculer cet indicateur. Les facteurs de caractérisation sont présentés en annexe 58.

4.4.4. Méthode d'évaluation de l'impact de toxicité humaine par la méthode CML

Cette méthode permet d'évaluer le potentiel de toxicité humaine entraîné par l'émission de certaines substances. L'effet toxique est induit par la dose du polluant reçu par chaque individu (inhalé ou ingéré). Il est en général difficile, voire impossible, dans une modélisation par analyse de cycle de vie, de déterminer avec précision la localisation des émissions de polluants. C'est la raison pour laquelle l'évaluation de la toxicité humaine se fait à l'échelle globale. Les travaux sur cet indicateur ont été portés une nouvelle fois par l'Université de Leiden, qui a, à l'image de l'indicateur ADP, contribué à son développement (Guinée, 2001). À ce jour, cette méthode d'évaluation permet de prendre en compte le devenir, l'exposition, la dose et l'effet d'une substance sur la cible concernée : la santé humaine. Le calcul de la dégradation et du transport d'un polluant pour la toxicité humaine s'effectue à l'aide du modèle USES-LCA (Huijbregts et *al*, 2000). Des concentrations environnementales prédites sont calculées pour différents compartiments écologiques (air, eau, sol agricole, sol

industriel…), à partir d'un flux constant, et en prenant en compte six voies d'expositions (air, poissons, eau potable, produits agricoles, viandes et lait). Le devenir des substances peut ainsi être modélisé en tenant compte de leur (bio-) dégradation. Il y a cinq zones spatiales différentes (régionale, continentale, globale, tempérée, tropicale…) pour lesquelles les compartiments sont définis. Le lien entre les propriétés des substances et la température, la profondeur du sol est, par exemple, intégré dans le modèle. La substance de référence est le 1,4 dichlorobenzène (1.4DCB). Le facteur HTP de potentiel de toxicité humaine se calcule à l'aide de l'équation 20.

Équation 20. Formule de calcul du facteur de caractérisation HTP

$$C_{x,\,cemi,\,HTP(t)} = \frac{\sum_{cfinal}\sum_{r} f_{x,\,cemi,\,cfinal} \times t_{x,\,cfinal,\,r} \times if_r \times e_{x,\,r}}{\sum_{cfinal}\sum_{r} f_{réf,\,cemi,\,cfinal} \times t_{réf} \times if_r \times e_{réf,\,r}}$$

$C_{x,\,cemi,\,HTP}$: Facteur de caractérisation HTP de la substance x de la catégorie d'émission cemi
f : Coefficient de devenir représentant le transport à travers différents média (air, eau et sol) du flux x entre le compartiment cemi et cfinal y compris la dégradation dans le compartiment cemi.
t : coefficient de transfert correspondant à la fraction de la substance x transférée de la catégorie cfinal vers des voies d'exposition (air, eau potable, nourriture…)
if : coefficient de prise à travers les voies d'exposition r (fonction de la quantité ingérée)
e : coefficient d'effet représentant l'effet toxique de la prise d'une substance x à travers la voie d'exposition r.

Cette méthode d'évaluation des impacts est, à ce jour, considérée comme la méthode de base pour l'évaluation de la toxicité en ACV. Différents facteurs HTP pour différents horizons de temps (100 ans, 500 ans…) peuvent être calculés à l'aide du modèle USES-LCA. L'intérêt de ces différents horizons temporels, à l'image de l'indicateur GWP, est de permettre la réalisation d'analyse de sensibilité sur les substances ayant un impact toxique important à court terme. Toutefois, seul le facteur HTP infini a été intégré à la base SLCA (noté HTP). Malgré les développements et les niveaux de détails des modèles utilisés, cette catégorie d'impact reste toutefois une des plus incertaines (Huijbregts et *al*, 2001).

Dans la base de données SLCA, une hypothèse simplificatrice a été choisie. Elle consiste à ne caractériser que les émissions dans l'air alors que le modèle USES-LCA calcule les facteurs HTP pour les trois catégories d'émissions (air, eau et sol). Une étape d'analyse du domaine de validité de cette caractérisation des impacts simplifiée a alors été menée (cf. partie 4.6.2). La prochaine partie présente la méthode de calcul de l'indicateur d'évaluation orienté dommages sur la santé.

4.4.5. Méthode d'évaluation de l'impact de dommages sur la santé

À la différence de l'approche précédente qui évalue un problème environnemental, la méthode d'évaluation DALY pour « Disability Adjusted Life Loss Years » évalue un dommage sur la santé. L'objectif de cette méthode est donc de caractériser le potentiel de dommages que peut avoir un polluant sur la santé humaine. Cet indicateur fait partie de la méthode Eco-indicateur 99 qui agrège, au côté de la catégorie de dommages sur la santé, la catégorie dommages sur la biodiversité « Potentially Disappeared Fraction of plant species » (PDF) et celle relative aux ressources (surplus d'énergie à fournir lors de futures extractions). Ces trois catégories servent ensuite pour calculer un indicateur basé sur des écopoints. L'éco-indicateur est en effet considéré comme plus aisément compréhensible par les acteurs non experts que les résultats bruts de l'inventaire de cycle de vie ou que certains indicateurs de potentiels. Le lecteur intéressé par cette méthode d'agrégation à score unique pourra consulter les travaux de Goedkoop et Spriesma (2000).

L'indicateur DALY représente la somme des années de vie perdues ou vécues avec une incapacité (ou maladie). Un DALY peut être appréhendé comme une année (en bonne santé) de vie perdue et l'effet de la maladie comme mesure de l'écart entre l'état de santé actuel et la situation idéale où tout le monde vit jusqu'à un âge avancé sans quelconques maladies ou incapacités. Cette méthode considère différentes catégories de problèmes environnementaux (classification intermédiaire) : les substances cancérigènes sur l'homme, les effets sur les capacités respiratoires dus aux substances organiques et inorganiques (formation de smog photochimique), l'émission de gaz à effet de serre, les rayonnements ionisants et l'altération de la couche d'ozone. Nous notons que l'utilisation de l'indicateur DALY au côté de l'indicateur GWP peut, par exemple, conduire à une double classification du dioxyde de carbone (CO_2). Il sert à la fois à caractériser le problème environnemental du changement climatique et le dommage sur la santé que représente à l'avenir le changement climatique.

Un modèle reliant les émissions aux doses, similaire au modèle utilisé pour calculer l'indicateur HTP, est utilisé pour déterminer les facteurs DALY. Par exemple, ce modèle permet de prendre en compte : le devenir des substances dans l'environnement (émission, biodégradation, transport, concentration puis transfert dans les autres compartiments écologiques air, eau ou sol). Puis les doses reçues par les différentes catégories de personnes exposées sont évaluées à différentes échelles (locale, régionale, mondiale). Finalement, des facteurs dose-réponse permettent d'évaluer le risque de maladies en fonction de la dose reçue. Pour certaines maladies, par exemple les maladies respiratoires, il existe un seuil au dessous duquel aucun effet n'est observé, alors que même de faibles doses peuvent induire un risque dans le cas des cancers. Les différents types d'incapacité selon les maladies sont finalement agrégés dans un indicateur unique, exprimé en années de vie perdues équivalentes (Murray et Lopez, 1996).

Dans la base SLCA, une hypothèse simplificatrice a été retenue, en caractérisant uniquement les flux de la catégorie d'émissions dans l'air. Pour cela, les facteurs de caractérisation établis pour plusieurs dizaines de flux de substances ont été mis en correspondances avec les flux de la nomenclature de l'inventaire. A ce jour, 16 flux d'émissions dans l'air sont ainsi caractérisés à l'aide de cette méthode. Une étape d'analyse du domaine de validité de cette caractérisation des impacts simplifiée sera menée dans la suite du chapitre. Les hypothèses sur les facteurs de caractérisation retenus sont présentées en annexe 60.

4.4.6. Méthode d'évaluation de l'impact de toxicité humaine par la méthode des volumes critiques

Cette méthode d'évaluation de la toxicité humaine s'appuie sur une approche par volumes critiques. Contrairement aux deux approches précédentes, elle ne prend pas en compte le devenir des polluants une fois émis. Les facteurs de caractérisation correspondent à l'inverse du volume fictif d'air VC exprimé en m^3, dans lequel il faudrait diluer chaque flux de l'inventaire de cycle de vie pour le rendre conforme au seuil des arrêtés du 2 février 1998 sur les installations classées pour la protection de l'environnement et du 20 février 2002, pour les installations d'incinération des déchets (Journal Officiel, 1998 ; Journée Officiel, 2002). L'équation 21 présente la formule de calcul.

Équation 21. Formule de calcul du facteur de caractérisation PA

$$C_{x,\,PA} = \frac{1}{VC_x}$$

VC_x : Volume critique de la substance x en g/m^3
$C_{x,PA}$: Facteur de caractérisation de toxicité humaine de la substance x en m^3/g d'air pollué

Au total, 39 flux d'émissions dans l'air sont caractérisés dans la base SLCA. Les facteurs de caractérisation sont présentés en annexe 59.

4.4.7. Méthode d'évaluation de l'impact de production de déchets radioactifs

Cette méthode d'évaluation de l'impact de production de déchets radioactifs est basée uniquement sur le flux d'inventaire « déchets radioactifs ». Malgré son mode de calcul simple, cet indicateur est utile. Il permet de remplacer un indicateur sur les radiations ionisantes qui ne peut être déterminé avec la nomenclature à 168 flux de la base de données SLCA (les radioéléments ayant été supprimés). Polster avait également proposé sa prise en compte lors des travaux sur le logiciel d'ACV bâtiment EQUER (Polster, 1995). L'indicateur de déchets radioactifs est également repris dans la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Tous les outils pour l'ACV des bâtiments ne le prennent pas en compte. En effet, cet indicateur reste sensible au mix de production d'électricité à dominante nucléaire ce qui est, par exemple, le cas en France.

4.5. Méthodes d'évaluation des impacts relatives à l'écosystème

4.5.1. Approches existantes

Plusieurs approches existent à ce jour pour évaluer l'impact sur l'écosystème du cycle de vie d'un système de produits. Plusieurs auteurs proposent des états de l'art complet sur le sujet par exemple Finnveden et *al* (2009), Guinée (2001), Goedkoop et Spriesma (2000) ou encore Popovici (2006). Les indicateurs existants à ce jour pour évaluer cet impact sont soit orientés problèmes, soit orientés dommages. Seuls les indicateurs présentés ci-après sont à ce jour pris en compte dans SLCA.

Parmi les indicateurs orientés problèmes, il existe les indicateurs de potentiel d'acidification (ACI), d'eutrophisation (EUT), d'écotoxicité terrestre (ECT), aquatique (ECA), d'usage du sol (Guinée, 2001) et de pollution de l'eau (AFNOR, 2004). Parmi les indicateurs orientés dommages, il existe l'indicateur de dommages sur la biodiversité (PDF) (Goedkoop et Spriesma, 2000). Le tableau 19 regroupe les différentes méthodes et précisent le nombre d'outils pour l'ACV des bâtiments qui les utilisent et ceux qui sont intégrés à la base SLCA.

Tableau 19. Groupes de méthodes d'évaluation des impacts relatives à l'écosystème

Groupe de méthodes relatives à l'écosystème	Indicateur utilisé pour l'évaluation	Nombre d'outils pour l'ACV des bâtiments l'utilisant	Intégration dans SLCA
Approche orientée problèmes	Acidification (ACI)	10	OUI
	Eutrophisation (EUT)	7	NON
	Ecotoxicité terrestre (ECT), écotoxicité aquatique (ECA)	4	NON
	Pollution de l'eau (POE)	2	OUI
	Usage du sol (USO)	0	NON
Approche orientée dommages	Potential Disappear Fraction of Species (PDF)	1	NON
Approche orientée flux	Déchets dangereux (DD), non dangereux (DND), inertes (DI)	6	OUI

Pour caractériser cet impact, il existe également des approches orientées flux, évaluant uniquement la production de déchets éliminés par le système. Différents types de déchets existent comme les déchets dangereux (DD), non dangereux (DND) et inertes (DI). Ils sont présentés au 4.5.4. La classification des déchets dangereux dans le champ écosystème reste discutable dans la mesure où cet indicateur est à la frontière avec les problématiques orientées risques. Les outils pour l'ACV des bâtiments (présentés au chapitre 1) utilisent majoritairement les approches orientées problèmes et flux. C'est la raison pour laquelle les indicateurs correspondants ont été intégrés à la base SLCA (à l'exception de l'usage du sol, de l'écotoxicité et de l'eutrophisation à ce jour).

Dans la base de données SLCA, les indicateurs suivants ont été pris en compte : acidification (ACI), pollution de l'eau (POE), déchets dangereux (DD), non dangereux (DND), inertes (DI). Ces méthodes

d'évaluation d'impacts sont présentées ci-après, en précisant les adaptations éventuelles pour les utiliser avec l'inventaire limité à 168 flux.

4.5.2. Méthode d'évaluation de l'impact d'acidification atmosphérique

Cette méthode permet d'évaluer le potentiel d'acidification. L'acidification des sols ou des écosystèmes aquatiques est un impact qui entraîne la chute de la quantité de substances capables de neutraliser les ions hydrogènes qui s'accumulent dans le système. Les facteurs de caractérisation ACI se basent sur l'évaluation du nombre de moles d'ions hydrogène qui peuvent être théoriquement libérées à partir d'une mole de la substance en question, par rapport à la substance de référence correspondant au dioxyde de soufre. La méthode de calcul des facteurs de caractérisation correspond à celle développée par Hauschild et Wenzel (1998). L'équation 22 présente la formule de calcul.

Équation 22. Formule de calcul du facteur de caractérisation ACI

$$C_{x,\,ACI} = \frac{\eta_x}{\eta_{SO_2}}$$

η_x : Nombre d'ions H+ qui peuvent être potentiellement produits par kg de substance x en mol/kg
η_{SO2} : Nombre d'ions H+ qui peuvent être potentiellement produits par kg de SO_2 en mol/kg
$C_{x,\,ACI}$: Facteur de caractérisation du potentiel d'acidification de la substance x en kg eq-SO_2/kg

Au total, 4 flux d'émissions dans l'air sont caractérisés dans la base SLCA : les oxydes d'azotes, l'ammoniaque, les dioxydes de soufre et l'acide chlorhydrique.

4.5.3. Méthode d'évaluation de l'impact d'écotoxicité aquatique par la méthode des volumes critiques

Cette méthode permet d'évaluer le potentiel d'écotoxicité aquatique. L'indicateur est calculé suivant l'approche par volumes critiques. Les facteurs de caractérisation correspondent à l'inverse du volume fictif d'eau, exprimé en m^3, dans lequel il faudrait diluer chaque flux de l'inventaire de cycle de vie, pour le rendre conforme au seuil des arrêtés du 2 février 1998 sur les installations classées pour la protection de l'environnement et du 20 février 2002, pour les installations d'incinération des déchets (Journal Officiel, 1998 ; Journal Officiel, 2002). L'équation 23 présente la formule de calcul.

Équation 23. Formule de calcul du facteur de caractérisation POE

$$C_{x,\,PoE} = \frac{1}{VC_x}$$

VC_x : Volume critique de la substance x en g/m^3
$C_{x,POE}$: Facteur de caractérisation de l'écotoxicité aquatique de la substance x en m^3/g

Au total, 40 flux d'émissions dans l'eau et le sol sont caractérisés dans la base SLCA. Les facteurs de caractérisation POE retenus sont présentés en annexe 63.

4.5.4. Méthode d'évaluation de l'impact de production de déchets éliminés

Cette méthode d'évaluation de l'impact de production de déchets éliminés est basée uniquement sur les trois flux d'inventaire : déchets dangereux (DD), non dangereux (DND), et inertes (DI). L'indicateur d'évaluation des déchets éliminés peut donc correspondre soit à un des trois flux d'inventaire, ou soit à la somme pondérée des trois. Par exemple, la directive Européenne Cadre, sur les déchets, prévoit de sommer au sein d'un même flux les déchets inertes et non dangereux (Parlement Européen, 2008). Peuportier a, quant à lui, proposé une approche de pondération des déchets basée sur les coûts de mise en décharge (Peuportier, 2008). Cette approche a été retenue dans la base SLCA pour calculer l'indicateur de déchets ultimes (Dech). Les facteurs de caractérisation sont présentés en annexe 65. L'évaluation à partir de ce flux intermédiaire de déchets implique néanmoins de modéliser l'impact environnemental du procédé de traitement (mise en décharge), en aval du système étudié (générant le déchet). Il s'agit alors de déchets ultimes.

4.5.5. Autres méthodes d'évaluation des impacts

Il existe d'autres méthodes d'évaluation, moins utilisées et qui ne peuvent pas rentrer dans les trois champs de protection : ressource, risque et santé, écosystème. Il s'agit notamment des méthodes d'évaluation des odeurs (Guinée, 2001), et des méthodes actuellement non utilisées dans la pratique ACV courante comme les méthodes d'évaluation du bruit. Elles n'ont pas été prises en compte dans la base SLCA.

4.6. Résultats

4.6.1. Synthèse des méthodes d'évaluation des impacts prises en compte

Les tableaux 20 et 21 synthétisent les différentes méthodes d'évaluation des impacts intégrées à la base SLCA. La première colonne rappelle à partir de quelles catégories de flux l'indicateur est calculé. L'avant-dernière colonne donne les abréviations des indicateurs qui sont reprises dans la suite de ce document. Enfin, il est également précisé le nombre de flux de la base SLCA caractérisés dans les calculs de chaque indicateur.

Tableau 20. Synthèse des indicateurs environnementaux calculés à partir des flux entrants de la base de données SLCA

Flux SORTANTS de l'inventaire utilisés	Unité flux	Source	Méthode d'évaluation de l'indicateur d'impact	Unité indicateur	Abréviation	Nombre de flux caractérisés
Flux ENTRANTS de consommation de ressources énergétiques	kg	(VDI, 1997; Frischknecht et *al*, 2007)	Cumulative Energy Demand	MJ-eq	CED	7
		(AFNOR, 2004; Ecobilan, 2010a)	Energie Primaire Totale	MJ-eq	PE	7
Flux ENTRANTS de consommation de ressources	kg	(Guinée, 2001)	Potentiel d'épuisement de ressources	kg eq-Sb	ADP	49
Flux ENTRANTS de consommation de ressources non énergétiques	kg	(Van der Voet et *al*, 2009)	Total Mass Requirement	kg	TMR	44
		(Hauschild et Wenzel, 1998)	Environmental Design of Industrial Product, Resource Consumption	kg	RC	20
		(AFNOR, 2009)	Consommation de ressources non énergétiques non renouvelable	kg	CRNE-NRe	12
		(Guinée, 2001; AFNOR, 2005a)	Potentiel d'épuisement de ressources, non énergétiques	kg eq-Sb	ADP-NE	44
		(Van Oers et *al*, 2002)	Potentiel d'épuisement de ressources, Elements	kg eq-Sb	ADP-Ele	32
Flux ENTRANTS de consommation d'eau	L	(AFNOR, 2004)	Consommation d'eau	L-eq	EAU	5
Flux ENTRANTS de consommation de matières récupérées	kg	(AFNOR, 2004)	Consommation de matières récupérées	kg-eq	CMR	9

Tableau 21. Synthèse des indicateurs environnementaux calculés à partir des flux sortants de la base de données SLCA

Flux SORTANTS de l'inventaire utilisés	Unité flux	Source	Méthode d'évaluation de l'indicateur d'impact	Unité indicateur	Abréviation	Nombre de flux caractérisés
Flux SORTANTS d'émissions dans l'air	g	(Hauschild et Wenzel, 1998)	Potentiel d'acidification	kg eq-SO_2	ACI	4
		(IPCC, 2007)	Potentiel de réchauffement climatique fossile à 100 ans	kg eq-CO_2	GWP [(1)]	3
		(Derwent et *al*, 1996)	Potentiel de formation d'ozone troposphérique	kg eq-C_2H_4	POCP	5
		(AFNOR, 2004)	Pollution de l'air	m^3	PA	35
Flux SORTANTS d'émissions dans l'eau et le sol	g	(AFNOR, 2004)	Pollution de l'eau	m^3	POE	39
Flux SORTANTS d'émissions dans l'air, l'eau et le sol	g	(Guinée, 2001)	Toxicité humaine, infini [(3)]	kg eq-1.4 DCB	HTP	39
		(Goedkoop et *al*, 2000)	Dommages sur la santé [(3)]	point	DALY	16
Flux SORTANTS de déchets mis en stock	kg	(AFNOR, 2004)	Déchets valorisés et mis en stock pour un recyclage [(2)]	kg-eq	STO	9
Flux SORTANTS de déchets éliminés	kg	(Peuportier, 2008)	Déchets ultimes éliminés	kg-eq	Dech	3
		(AFNOR, 2004)	Déchets dangereux	kg	DD	1
		(AFNOR, 2004)	Déchets non dangereux	kg	DND	1
		(AFNOR, 2004)	Déchets inertes	kg	DI	1
		(AFNOR, 2004)	Déchets radioactifs	kg	DR	1

(1) L'indicateur GWP correspond à l'indicateur GWP100 (intégration de l'effet des émissions de gaz à effet de serre suivant un horizon temporel de 100 ans)
(2) Cet indicateur fait uniquement la somme (non pondérée) des différents flux de matières envoyés vers un recyclage
(3) A la date de rédaction de ce rapport, seuls les flux d'émissions dans l'air ayant un facteur de caractérisation ont été caractérisés, ce qui est une simplification de la méthode d'évaluation des impacts originale.
(4) Indicateur non calculé dans la cette version de la base de données SLCA.

4.6.2. Validité de la simplification du calcul des indicateurs d'impacts

La restriction de l'inventaire de cycle de vie à 168 flux peut avoir des conséquences sur la validité du calcul des impacts. Cette partie a donc pour objectif de discuter du domaine de validité des méthodes simplifiées d'évaluation des impacts de la base SLCA.

4.6.2.1. Types de simplifications pour le calcul des impacts

Une première simplification pouvant réduire le domaine de validité concerne le passage d'une somme sur *n* flux élémentaires à une somme sur *(n-k)* flux élémentaires (équation 24). Par exemple, pour l'indicateur ADP, les travaux de Guinée ont porté sur la définition de facteurs de caractérisation pour 89 flux de ressources éléments qui sont repris dans la base Ecoinvent (Guinée et Heijungs, 1995). Or, seuls 32 flux de ressources éléments sont pris en compte dans la base SLCA. Il semble donc utile d'évaluer si cette simplification entraîne un biais dans le calcul de l'indicateur ADP. Ce type de simplification est la plus fréquente et s'applique également aux autres indicateurs d'impact de la base de données SLCA (par exemple GWP, ACI, POCP, DALY et HTP).

Équation 24. Formule de calcul simplifiée de l'indicateur d'impact calculé à partir de (n-k) flux

$$I_{m,p} = \sum_{x=1}^{n-k} \left(F_{x,p} \times C_{x,m} \right)$$

n : nombre de flux environnementaux dans la méthode complète
k : nombre de flux environnementaux supprimés dans la méthode simplifiée

Un deuxième type de simplification consiste à définir un facteur de caractérisation moyen ou médian pour un flux agrégé dans la base SLCA (équation 25). Par exemple, l'indicateur POCP se calcule notamment à partir de plusieurs dizaines de flux élémentaires d'hydrocarbures dans la méthode complète (Guinée, 2001). Or, la nomenclature d'inventaire de SLCA ne contient qu'un seul flux d'hydrocarbures non spécifiés. Dans ces conditions, deux solutions sont possibles : soit supprimer le flux agrégé dans la caractérisation de l'impact, soit le caractériser à l'aide d'un facteur de caractérisation moyen ou médian. La suppression du flux agrégé a été retenue, notamment pour les composés fluorés pour le calcul de l'indicateur GWP. Toutefois, ceci reste un choix arbitraire. Il aurait pu être envisagé de caractériser le flux de composés fluorés organiques. Cette dernière solution a justement été retenue pour le flux d'hydrocarbures non spécifiés (indicateur POCP). Dans ce cas-là, le facteur de caractérisation correspond à la médiane des facteurs des différents hydrocarbures (cf. partie 4.4.3). La médiane a été retenue, car c'est la grandeur statistique la moins sensible aux valeurs extrêmes. Toutefois, ce choix ne garantit pas que l'évaluation soit plus précise.

Équation 25. Formule de calcul simplifiée de l'indicateur d'impact calculé à partir de (n-k) flux et de facteurs médians de caractérisation

$$I_{m,p} = \sum_{x=1}^{n-k} \left(F_{x,p} \times \tilde{C}_{x,m} \right)$$

$\tilde{C}_{x,m}$ *: facteur de caractérisation médian relatif à la catégorie d'impact m et au flux environnemental x*

Enfin, un troisième type de simplification concerne la caractérisation des impacts limitée à une seule catégorie de flux. Les indicateurs concernés sont principalement ceux évaluant la toxicité ou l'écotoxicité. Pour ces derniers, une partie des méthodes d'évaluation considère une dispersion des polluants et prend en compte le devenir de ces substances au sein des compartiments air, eau et sol. Les modèles de caractérisation fournissent alors des facteurs pour les trois catégories d'émissions air, eau et sol. Dans la base de données SLCA, seuls les flux d'émissions dans l'air ont été caractérisés pour les approches DALY et HTP intégrées à SLCA (annexes 60-61). Pour évaluer l'incertitude associée à cette hypothèse, une analyse comparative des catégories de flux caractérisés est présentée par la suite. Elle concerne un échantillon de matériaux de la base SLCA-m (figure 41).

4.6.2.2. Précision du calcul des indicateurs d'impacts

Ici, il s'agit d'évaluer si la phase de caractérisation est biaisée par ces simplifications. Pour cela, une analyse comparative est menée à l'aide des indicateurs d'impact calculés par SLCA et ces mêmes indicateurs calculés par la base Ecoinvent. Quatre indicateurs sont étudiés : ACI, ADP, GWP et POCP. Seule la base SLCA-m est étudiée soit 108 inventaires de production des matériaux de construction.

Les indicateurs calculés à partir de l'inventaire Ecoinvent s'appuient sur les facteurs de caractérisation présentés dans le rapport de Frischknecht et *al* (2007). Les indicateurs calculés à partir de l'inventaire à 168 flux s'appuient sur les méthodes et facteurs de caractérisation décrits dans la partie 4. L'indicateur POCP a été traité différemment des autres. Etant donné qu'il s'agit d'un indicateur potentiellement sensible à l'agrégation des flux d'hydrocarbures, différentes méthodes ont été utilisées pour le calcul de cet indicateur. Dans un premier temps, le POCP est calculé à l'aide du seul flux d'hydrocarbures non spécifiés (POCP 1F). Puis, les contributions du méthane, monoxyde de carbone, dioxyde de soufre et oxydes d'azote sont ajoutées (POCP 5F), ce qui permet de calculer l'indicateur de manière complète. Enfin, une dernière option consiste également à caractériser le flux de COV – à l'aide du facteur utilisé pour les hydrocarbures non spécifiés –, puisque les hydrocarbures et les COV ont les mêmes propriétés chimiques (POCP 6F). Le tableau 22 présente les écarts relatifs obtenus entre l'indicateur calculé selon la méthode exacte à l'aide de l'inventaire complet Ecoinvent, et l'indicateur simplifié calculé selon les hypothèses de la base SLCA. Une visualisation sous la forme de boxplots est présentée à la figure 40.

Tableau 22. Ecarts relatifs entre un calcul d'indicateur d'impact exact et simplifié

Indicateur d'impact	Ecart relatif médian (Simplifié – Exact)	Ecart relatif minimal (Simplifié – Exact)	Ecart relatif maximal (Simplifié – Exact)
Acidification (ACI)	0.00	0.00	0.04
Epuisement de ressources (ADP)	0.00	-0.02	0.13
Réchauffement climatique (GWP)	0.01	-0.02	0.63
Formation d'ozone photochimique (POCP 1F)	-0.84	-0.97	1.01
(POCP 5F)	0.11	-0.73	1.99
(POCP 6F)	0.58	-0.57	5.26

Les résultats montrent que les indicateurs ACI, ADP et GWP sont calculés précisément. En effet, la médiane de l'écart relatif ne dépasse pas 1 %. Seules deux exceptions sont mises en évidence pour l'indicateur GWP. Il s'agit de l'aluminium et du polystyrène extrudé qui ont respectivement un écart de 15 et 63 %. Les composés fluorés organiques émis lors de la fabrication de ces matériaux sont responsables de cet écart, comme le confirme l'analyse du rapport Ecoinvent sur les matériaux de construction (Kellenberger et *al*, 2007). Il faudrait toutefois s'assurer que ce biais ne risque pas d'inverser les résultats d'une comparaison éventuelle entre matériaux.

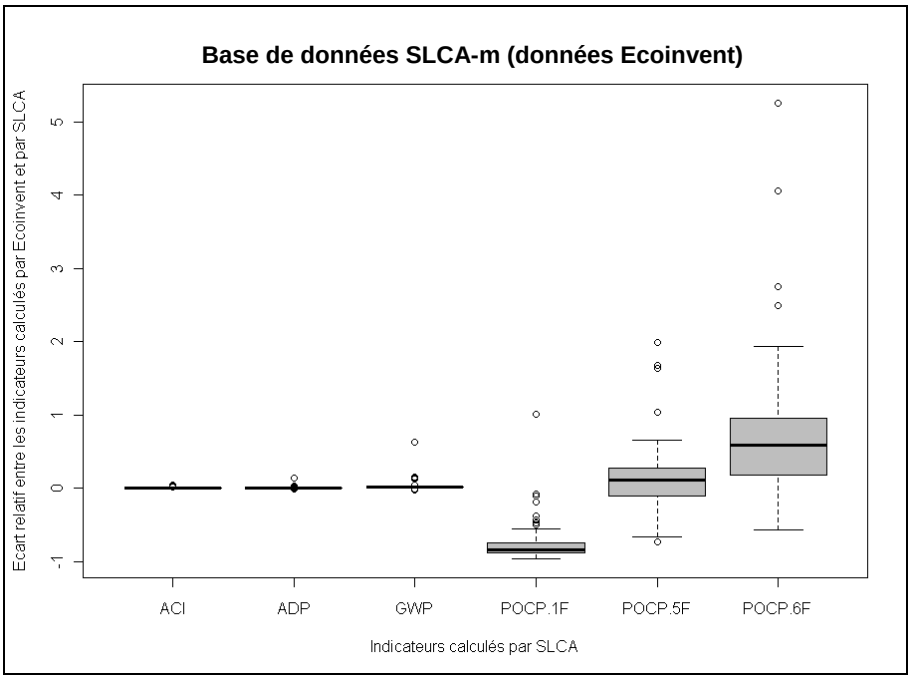


Figure 40. Boxplots des écarts relatifs entre les modèles exacts et simplifiés de caractérisation des impacts

L'étude des résultats pour le POCP montre que le calcul de cet indicateur à l'aide du seul flux d'hydrocarbures non spécifiés (POCP 1F) entraîne une minoration de l'impact. La médiane de l'écart avec la valeur exacte est de -84 %. Pour cela, les autres flux de méthane fossile, de monoxyde de carbone fossile, de dioxyde de soufre et d'oxydes d'azote rentrant en compte dans cette méthode d'évaluation (POCP 5F) sont intégrés. Les résultats montrent que l'écart relatif médian n'est plus que

de 11 % avec la méthode exacte. Cependant, la dispersion des écarts est dans ce cas plus grande (mise en évidence par l'étirement de la boxplot). Le premier quartile vaut -0.73 tandis que le troisième quartile vaut 1.99. La marge d'erreur est donc importante même si l'écart relatif médian semble proche de zéro. Dans le dernier cas, où les COV sont caractérisés (POCP 6F), une augmentation de la valeur de l'écart relatif médian à 0.58 est observée. Le premier quartile vaut -0.56 tandis que le troisième quartile atteint 5.26 (soit 526 % d'écart !) : la boxplot de cet indicateur est la plus étirée. Ceci peut s'expliquer par les hypothèses de classification retenues pour le flux de composés organiques volatils (F75). L'analyse des facteurs de caractérisation appliqués sur les flux élémentaires de la méthode exacte (base Ecoinvent) montre que les flux élémentaires agrégés au sein des COV ne sont pas tous caractérisés. En fonction de l'importance de ces flux élémentaires pour les différents matériaux, l'écart avec l'indicateur exact peut être très élevé, autant positivement que négativement. Ces singularités se traduisent alors par une boxplot étirée sur la figure 40.

Avec les hypothèses simplificatrices retenues, il ne semble donc pas possible de calculer précisément l'indicateur POCP (1F, 5F ou 6F) à l'aide d'un facteur de caractérisation médian pour les hydrocarbures, sans induire une trop grande incertitude sur le résultat. Cependant, le travail flux par flux caractérisé a permis de mieux appréhender la simplification de cet indicateur. Certes, la méthode POCP 1F minore l'impact pour tous les matériaux à l'exception d'un seul (cf. figure 40), mais limite l'incertitude lorsqu'un seul matériau est pris au hasard dans la base. La boxplot est dans ce cas-là peu étirée (faible dispersion des indicateurs POCP 1F) quelque soit le matériau. La méthode POCP 5F semble être un compromis entre un nombre de flux limité et une caractérisation minimisant la médiane des écarts avec l'indicateur exact. Toutefois, la précision par matériau n'est pas garantie puisque la boxplot montre un étirement plus prononcé. Cet aspect est confirmé pour POCP 6F qui devient à la fois plus incertain, avec un écart plus éloigné de zéro (surestimation de l'impact par rapport à la méthode exacte).

Cette étude montre donc que le choix de simplification de la nomenclature d'inventaire de cycle de vie peut induire une incertitude substantielle dans le calcul de certains indicateurs d'évaluation des impacts. Une étude similaire pourrait être conduite sur d'autres indicateurs comme l'indicateur DALY, de même que sur la base SLCA-process. Par exemple, cela permettrait d'évaluer si la caractérisation simplifiée induit des biais pour les procédés d'énergie, de transport, de traitement de l'eau potable (procédés qui rentrent en compte dans l'évaluation environnementale d'un bâtiment). Par exemple, la production d'électricité génère des flux d'hexafluoride (SF_6), fortement contributeurs pour l'indicateur de potentiel de changement climatique (Dones et *al*, 2007). Or, ce flux a été agrégé au sein du flux composés fluorés inorganiques. L'étude du domaine de validité des méthodes d'évaluation des impacts est donc à mener pour chaque contributeur du système « bâtiment ». La prochaine partie s'intéresse à la simplification retenue dans SLCA concernant la caractérisation des indicateurs de toxicité humaine.

4.6.2.3. Précision du calcul des indicateurs de toxicité humaine

Une des principales critiques adressées à la méthode des volumes critiques, utilisée dans la base SLCA, est de ne pas prendre en compte la dispersion et le devenir des polluants dans son modèle de calcul. À l'inverse, les méthodes d'évaluation des impacts DALY (orientées dommages) et HTP (orientées problèmes) prennent en compte cette dispersion. Pour apporter des éléments de comparaison entre les différents indicateurs de toxicité, l'approche retenue dans la base SLCA a consisté à caractériser uniquement les flux d'émissions dans l'air de ces trois méthodes.

L'objectif de cette partie n'est pas de valider la méthode de calcul de l'indicateur PA. Il s'agit uniquement d'identifier, à l'aide d'une analyse statistique, la part de flux d'émissions dans l'eau et le sol que caractérisent les indicateurs de toxicité humaine DALY et HTP. Cette approche peut permettre de mieux comprendre quelle catégorie de flux est prépondérante dans le calcul de l'indicateur de toxicité. Pour cela, l'analyse a été conduite sur un échantillon de 18 types de matériaux de la base SLCA-m. Le choix de ces 18 typologies de matériaux est présenté et justifié plus loin (cf. partie 5.5). La méthodologie retenue a consisté à calculer les indicateurs DALY et HTP à l'aide des inventaires complets (Ecoinvent) de la phase de production. L'étude a été menée à l'aide du logiciel SimaPro (Pré Consultants, 2010). Ce choix a été nécessaire pour mener le calcul à partir de l'inventaire complet des données matériaux de la base Ecoinvent tout en ayant une décomposition de l'indicateur par catégorie d'émission, ce que permet le logiciel d'ACV SimaPro. Les résultats obtenus sont présentés sous la forme de boxplots de contributions relatives des trois catégories d'émissions air, eau et sol (figure 41).

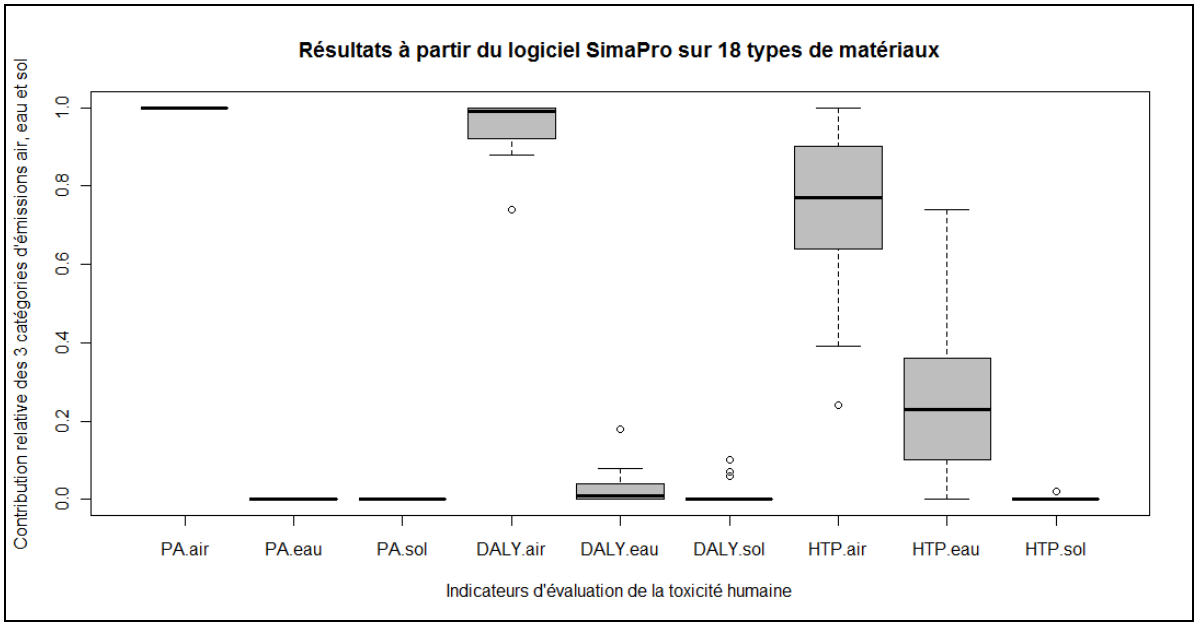


Figure 41. Boxplots des contributions relatives des trois catégories d'émissions air, eau et sol pour les trois indicateurs PA, DALY et HTP

La référence sur la figure est l'indicateur PA qui caractérise 100 % de flux d'émissions dans l'air. C'est la raison pour laquelle seule la médiane (trait horizontal noir) est reportée. Les résultats montrent

que la catégorie d'émissions dans l'air permet de déterminer au minimum 74 % et 99 % en valeur médiane de l'indicateur DALY, tandis que ces valeurs chutent à 24 % au minimum et 78 % en valeur médiane pour l'indicateur HTP. Les contributions des émissions dans l'eau semblent donc plus importantes pour l'indicateur HTP que pour le DALY. Elles sont en valeur médiane, voisines de 20 %. Enfin, la contribution relative des flux d'émissions dans le sol reste négligeable quelque soit l'indicateur, ne dépassant pas 12 % pour l'indicateur DALY et 6 % pour HTP. Ces résultats permettent, au regard des 18 types de matériaux analysés, de montrer que la majorité de l'indicateur de toxicité reste déterminé par des flux d'émissions dans l'air. Les conclusions de cette étude n'ont donc pas une portée générale, seuls 18 types de matériaux ayant été analysés.

4.6.2.4. Synthèse

Cette partie avait pour objectif d'étudier le domaine de validité de la base de données développée. L'étude a été menée à l'échelle de la caractérisation des impacts. Les résultats ont permis de mettre en évidence quelques valeurs singulières (production de CFC dans la fabrication du polystyrène extrudé), de montrer que les indicateurs ACI, ADP et GWP hormis ces quelques exceptions, sont calculés de manière précise dans SLCA. En revanche, l'étude de l'indicateur POCP a montré les limites de la simplification pour cette catégorie d'impact. Il existe une incertitude importante dans le cas où l'indicateur POCP est calculé à partir de l'inventaire de la base SLCA. Enfin, il a été montré sur un échantillon réduit de matériaux de la base SLCA-m, que les indicateurs de toxicité sont déterminés en majorité par des flux d'émissions dans l'air. La contribution des flux d'émissions dans l'eau est toutefois plus importante pour l'indicateur HTP.

Il existe néanmoins de nombreuses limites à cette étude du domaine de validité de la base SLCA. D'une part, l'étude a été menée uniquement sur la phase de production des matériaux. Or, il serait intéressant de mener le travail également sur le cycle de vie complet des matériaux. Par exemple, les procédés de mise en décharge émettent des flux d'émissions dans l'eau et le sol. Ils peuvent donc contribuer à la valeur de l'indicateur HTP plus fortement qu'ils ne le font les procédés de production. Un travail plus poussé et intégrant plus de matériaux et de nouveaux contributeurs (base SLCA-process par exemple) semble donc nécessaire à l'avenir.

4.6.3. Valeurs moyennes d'indicateurs environnementaux par typologie de matériaux pour la phase de production

Quelques résultats sélectifs à partir de l'inventaire de production des FDES sont présentés pour 20 typologies de matériaux. Il s'agit de résultats moyens ramenés par kilogramme d'unité fonctionnelle pour quelques indicateurs calculés à partir des flux entrants (CMR, PE, CED) et des flux sortants (ACI, GWP, STO). Pour certaines typologies (par exemple aluminium, bitume, laine de bois), les valeurs moyennes Ecoinvent ont été reportées en raison de l'absence de FDES à ce jour.

Les résultats moyens des deux indicateurs de flux de consommations de matières récupérées (CMR) et de déchets mis en stock (STO) sont tout d'abord présentés à la figure 42. Les résultats montrent qu'une faible proportion de matériaux réutilise des matières récupérées ou met en stock des déchets de production (figure 42). Les FDES sur les produits en acier supposent par exemple que 0.73 kg d'acier recyclé est incorporé en production tandis que la valeur passe à 0.84 kg pour les produits en cuivre. Les produits en panneaux de bois incorporent des matières récupérées au cours de la phase de production : en moyenne 0.51 kg par kilogramme d'unité fonctionnelle. De même, les produits en laine de verre incorporent en moyenne 0.18 kg (calcin recyclé) et les produits en plaques de plâtre 0.36 kg de matières récupérées (calcin et plaques de plâtre recyclées) par kilogramme d'unité fonctionnelle. Les produits en bois lamellé-collé et en bois massif génèrent quant à eux une quantité relativement élevée de déchets de production qui sont valorisés : 0.96 et 1.80 kg respectivement. Ces déchets ne sont pas chargés d'impacts conformément à la méthode des stocks. Pour les autres typologies de matériaux, ces indicateurs sont beaucoup plus faibles, voire quasiment nuls. En parallèle, la quantité de déchets de production éliminés (non mis en stock) est relativement importante pour les métaux. Ainsi, la production d'aluminium génère 3.3 kg de déchets non dangereux (donnée Ecoinvent, 44% de taux d'incorporation), la production de cuivre génère 16.2 kg de déchets inertes et non dangereux (données FDES). Ces quantités élevées de déchets peuvent s'expliquer par des concentrations variables des éléments dans les minerais.

La figure 43 présente les ordres de grandeurs (moyennes et écart-types) de consommation d'énergie non renouvelable par kilogramme d'unité fonctionnelle déterminés à partir des inventaires des FDES. Ces valeurs sont présentées pour l'énergie primaire totale (PE) et la demande cumulative en énergie (CED). Nous notons que les valeurs pour la plupart des matériaux ne sont pas identiques entre ces deux méthodes de calcul. Les différences observées s'expliquent par des hypothèses de pouvoirs calorifiques différentes, notamment par le charbon et l'uranium. Les figures 44 et 45 montrent les valeurs moyennes et écart-types pour les indicateurs d'acidification (ACI) et de changement climatique (GWP) pour les différentes typologies de matériaux. Ils confirment, par exemple, que les plastiques sont plus émetteurs de gaz à effet de serre (CO_2, CH_4, N_2O) que les matériaux de type béton ou terre cuite ramené par kilogramme d'unité fonctionnelle pour la phase de production.

Ces résultats permettent de hiérarchiser les typologies de matériaux par impact environnemental moyen croissant. Pour la consommation d'énergie non renouvelable (PE-NRe) ramenée par kilogramme d'unité fonctionnelle, les types de matériaux se classent, par ordre décroissant, de la manière suivante : aluminium, polyuréthane, polystyrène, PVC, bitume, laine de verre, laine de roche, cuivre, acier, bois panneaux, bois lamellé-collé, fibres-ciment, mortier-colle, bois massif, béton cellulaire, plâtre, brique en terre cuite, laine de bois, béton et bloc béton. Le classement reste valide

pour les deux autres indicateurs (acidification et réchauffement climatique) uniquement pour les premières typologies (aluminium, polyuréthane, polystyrène, PVC) et pour les dernières (laine de bois, béton et bloc béton). Entre les deux, les matériaux ne sont pas toujours classés dans le même ordre. Par exemple, pour l'indicateur GWP, le bitume est classé dixième alors qu'il est classé cinquième pour l'énergie non renouvelable. De même, pour l'indicateur ACI, le bitume est classé septième. A l'opposé, le béton cellulaire, classé quinzième au regard de la consommation d'énergie non renouvelable, est maintenant classé douzième pour l'indicateur GWP et dix-septième pour l'indicateur ACI. Les trois types de bois (panneaux, lamellé-collé et massif) sont classés dans le même ordre c'est-à-dire que le bois panneaux a des impacts plus élevés par kilogramme d'unité fonctionnelle que le bois massif. Ces différences dans les échelles de référence peuvent s'expliquer par le type d'énergie utilisée pour le procédé de fabrication. Par exemple, le fioul ou le gaz naturel entraînent des émissions dans l'air plus élevées.

À partir de la base de données SLCA, il est également possible d'évaluer la dispersion des résultats au sein d'une typologie de matériaux. Cette dispersion a été représentée dans les figures par une barre d'erreur (écart-types) sur les résultats moyens. Par exemple, la laine de roche émet en moyenne 2.15 kg eq-CO_2 par kilogramme d'unité fonctionnelle. Toutefois, la figure 45 montre que l'écart-type est compris entre 1.71 et 2.59 kg eq-CO_2 par kilogramme d'unité fonctionnelle. Pour ce type de matériau, l'écart-type est non négligeable. Il montre une variabilité industrielle dans les données FDES. Cet aspect sera approfondi dans le prochain chapitre de même que la comparaison de ces valeurs moyennes avec les données Ecoinvent. Ces valeurs moyennes encadrées d'un écart-type constituent néanmoins des échelles de référence pour l'impact environnemental des matériaux par kilogramme d'unité fonctionnelle.

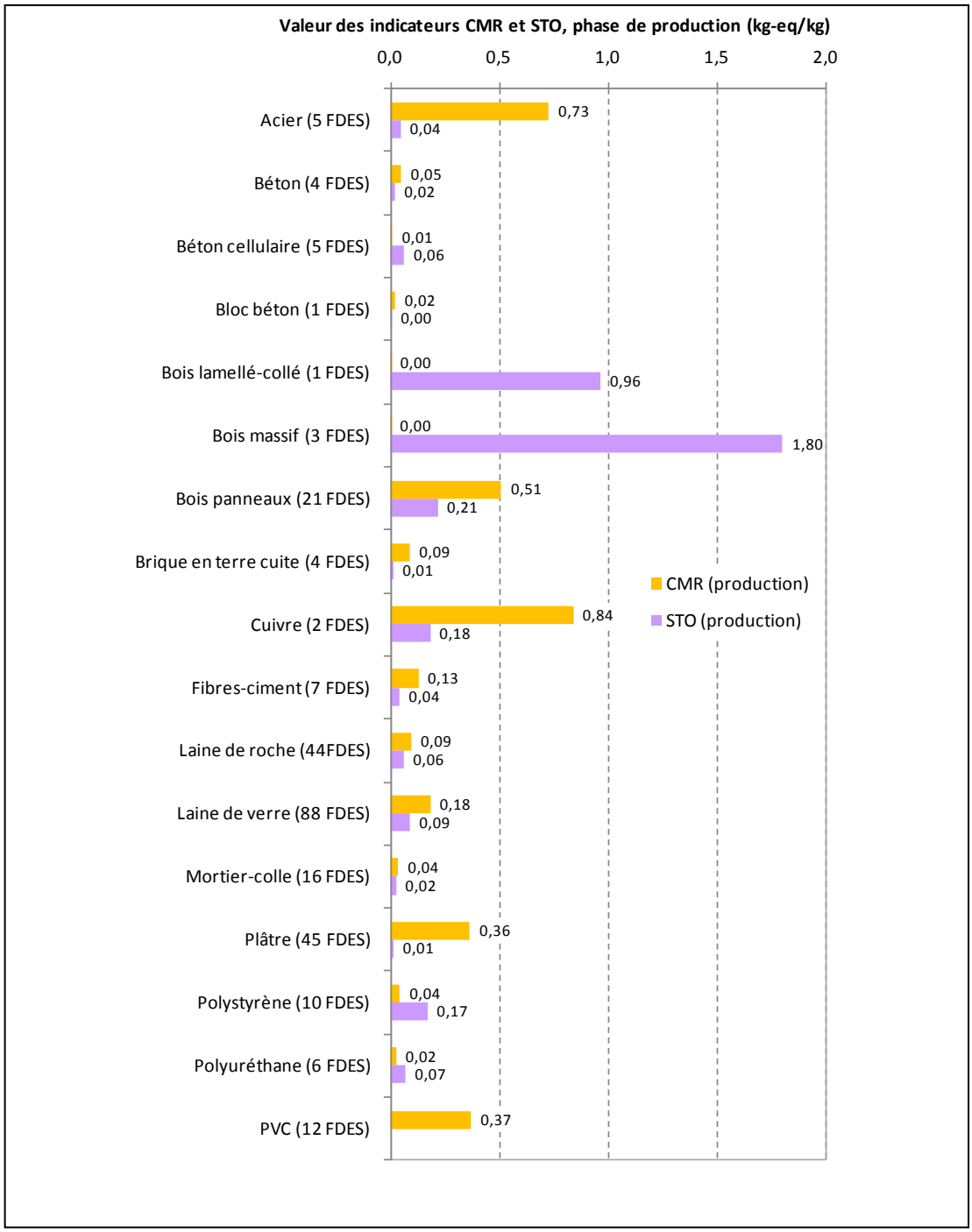


Figure 42. Résultats moyens pour les indicateurs de consommation de matières récupérées (CMR) et de déchets valorisés mis en stock (STO) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

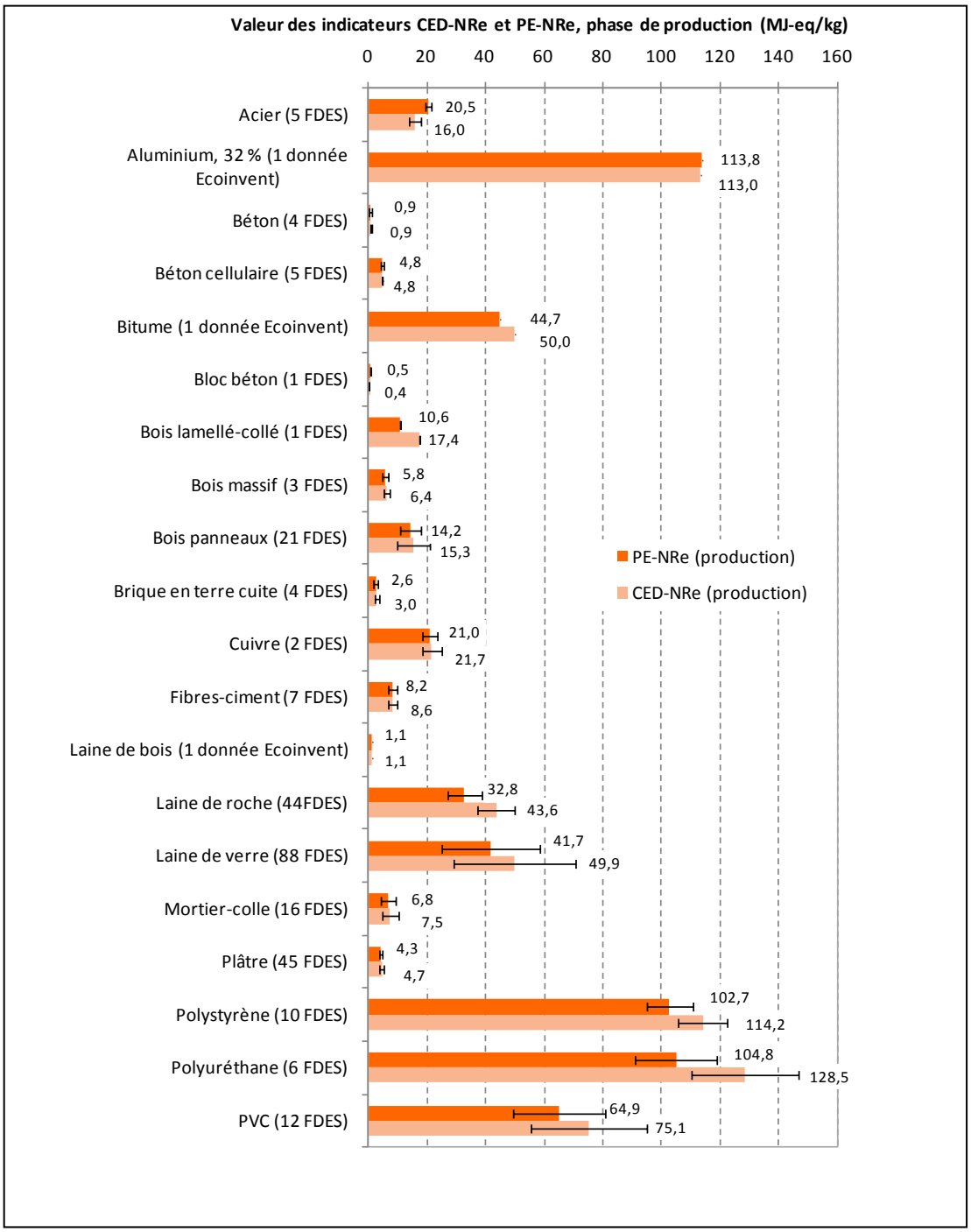


Figure 43. Résultats moyens et écart-types pour les indicateurs de demande cumulative en énergie non renouvelable (CED-NRe) et d'énergie primaire non renouvelable (PE-NRe) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

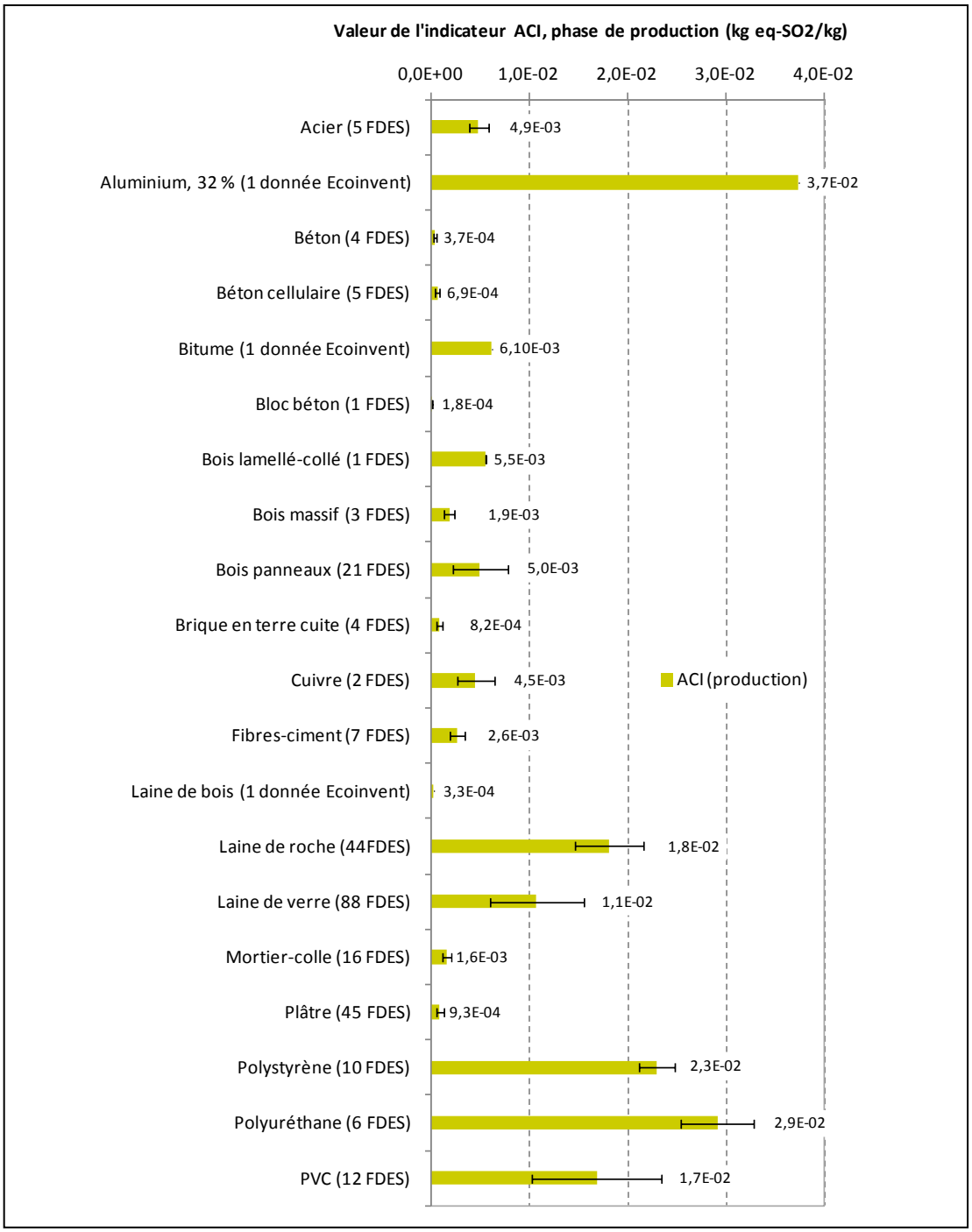


Figure 44. Résultats moyens et écart-types pour l'indicateur de potentiel d'acidification (ACI) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

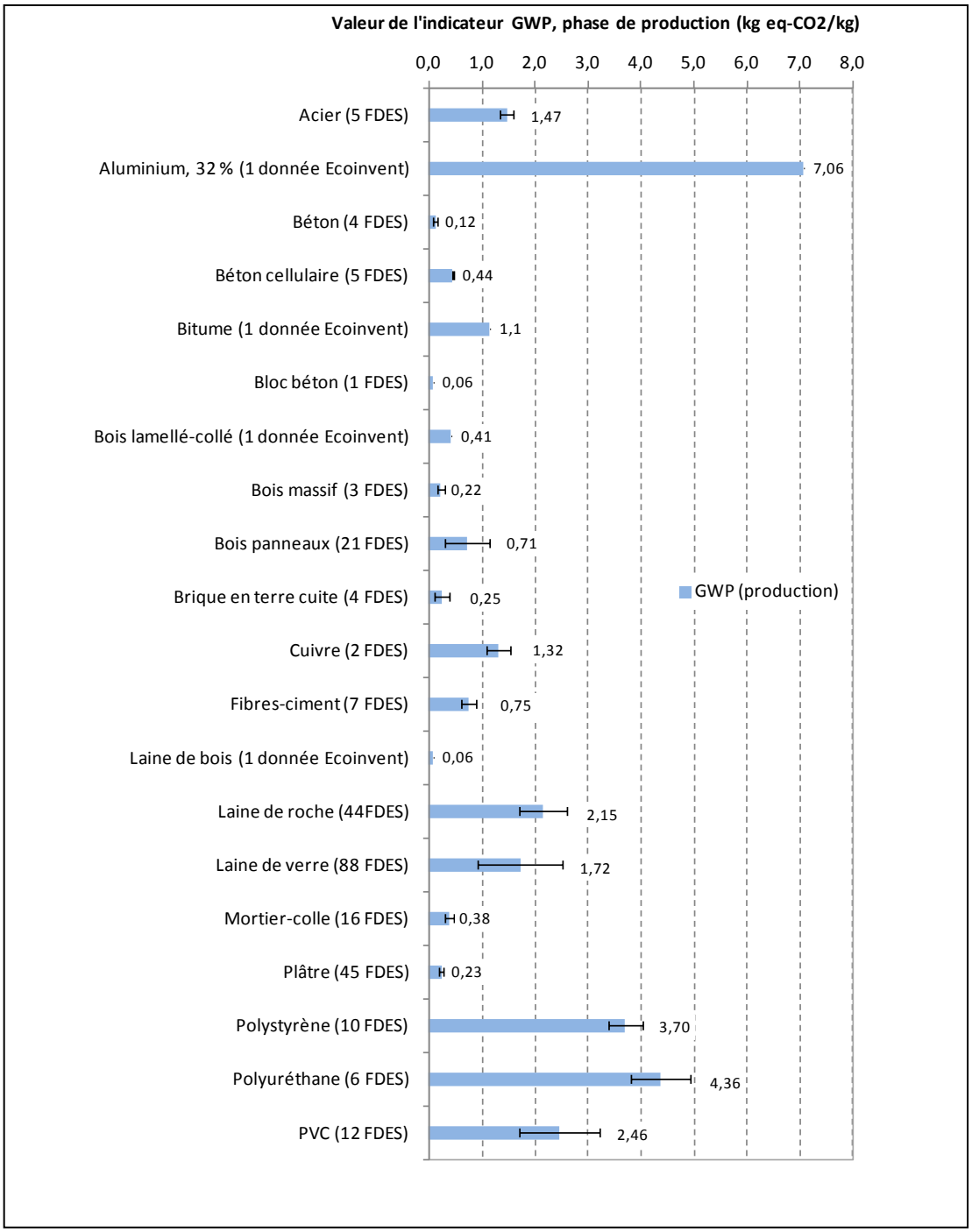


Figure 45. Résultats moyens et écart-types pour l'indicateur de potentiel de réchauffement climatique (GWP) à partir des FDES pour quelques typologies de matériaux

4.7. Limites actuelles de la caractérisation des impacts dans la base de données

Constituer une base de données d'inventaire de cycle de vie utilisant la nomenclature réduite de flux peut poser des problèmes à la fois d'homogénéité (par rapport aux autres bases de données ACV) et de validité (précision du calcul des impacts). Cependant, ce travail n'a pas cherché à les éviter. Il a permis, au contraire, de mettre en évidence les éventuels biais (cf. partie 4.6.2). Dans cette partie, les limites actuelles de la base de données de flux sont discutées.

.

4.7.1. Vers une définition de la nomenclature de flux d'inventaire à partir des méthodes d'évaluation des impacts ?

À de nombreuses reprises, les rapports méthodologiques de la base Ecoinvent rappellent qu'il est important de conserver « an exhaustive data collection while at the same time minimising information loss in a view of future developments in LCIA » (Frischknecht et *al*, 2007b). Par conséquent, la démarche de simplification de l'inventaire peut trouver ses limites dans l'intégration de nouvelles méthodes d'évaluation des impacts.

En partant des conclusions de la partie 3.7.3, à savoir qu'une catégorie de flux agrégés devrait regrouper des substances dont l'intensité de l'impact est similaire, il semblerait logique d'adapter le niveau de détail de la nomenclature d'inventaire à celui des modèles de caractérisation des impacts. Le problème est donc pris à l'envers, c'est-à-dire que la première étape ne concerne pas le choix d'une nomenclature de flux pour l'évaluation environnementale des bâtiments (cf. partie 3.4). Il s'agit au contraire de partir des modèles de caractérisation existants, d'identifier les flux qu'ils caractérisent, puis de revenir à l'étape de l'inventaire de cycle de vie en choisissant cette fois-ci une nomenclature de flux, de telle sorte qu'elle permette de caractériser précisément les indicateurs d'impacts.

L'analyse de la littérature existante montre que les modèles de caractérisation des impacts ne caractérisent à l'heure actuelle que 30 % des flux élémentaires de la nomenclature de flux d'inventaire de la base Ecoinvent (Frischknecht et *al*, 2007b). Cette valeur peut alors permettre d'affiner l'évaluation des impacts (Finnveden et *al*, 2009). Du point de vue de la simplification, ce pourcentage peut, au contraire, autoriser une simplification de la nomenclature de l'inventaire de cycle de vie comme cela a été proposé dans le cadre de ce travail.

Cependant, dans le cas des catégories de flux d'émissions, l'adaptation du niveau de détail de l'inventaire avec les modèles de caractérisation des impacts actuels ne permettra pas toujours de conserver une dizaine de flux d'émissions, comme cela est le cas, à ce jour, dans la base SLCA. Par exemple, le modèle européen USES-LCA inventorie et caractérise environ 250 substances dans l'indicateur HTP de toxicité humaine (Huijbregts et *al*, 2000). L'inventaire de cycle de vie de départ serait alors plus complet que celui retenu dans SLCA. Une méthode de classification, comme celle développée au chapitre 3 pourrait être utilisée. Elle permettrait, de manière itérative, de simplifier l'inventaire par association, agrégation ou suppression des flux élémentaires tout en s'assurant que les choix effectués n'entraînent pas de biais dans le calcul des impacts. À la différence de l'approche

retenue dans ce travail, le problème serait donc pris à l'envers. La nomenclature de flux d'inventaire, une fois simplifiée, serait alors valide, pour un intervalle de confiance donné (par exemple 95 %). Elle permettrait de calculer les méthodes d'évaluation des impacts pour un certain nombre de contributeurs (matériaux, produits, procédés). L'étape d'analyse du domaine de validité *a posteriori* ne serait alors plus nécessaire. Une éventuelle adaptation de la nomenclature d'inventaire de cycle de vie à partir des modèles de calcul des impacts environnementaux doit donc être menée en fonction des objectifs de l'étude à savoir : « quelle est la précision recherchée pour le calcul des indicateurs d'impacts » ?

Un dernier point concerne les flux ne bénéficiant pas à l'heure actuelle de facteurs de caractérisation, mais qui sont de haute importance pour le secteur de la construction. Par exemple, le flux de consommation de calcaire, gravier et sable même s'ils ne possèdent pas, par exemple, de facteurs ADP, peuvent être conservés dans la nomenclature d'inventaire (traçabilité de leur consommation). Ils correspondent en effet, en masse, aux flux de ressources consommées les plus importantes du secteur de la construction. Les seuls granulats (gravier, sable) sont, par exemple, consommés à hauteur de 7 tonnes par habitant et par an (CGDD, 2009).

4.7.2. Variabilité des facteurs de caractérisation des émissions dans l'air de métaux lourds

Les méthodes d'évaluation des impacts relatifs à la toxicité humaine ont été présentées dans la partie 4.4. L'objectif de cette partie, est de montrer, qu'à l'heure actuelle, l'évaluation de cet impact à partir des flux de métaux n'est pas homogène entre les différentes méthodes utilisées dans la base SLCA. Au total, sur les 16 flux de métaux inventoriés séparément, 13 ont un facteur de caractérisation non nul avec la méthode HTP, 4 avec la méthode DALY et 16 avec la méthode PA. Si la nomenclature d'inventaire de cycle de vie devait se définir à partir du modèle de caractérisation DALY, les 12 flux de métaux présentés au tableau suivant seraient alors à supprimer puisqu'ils ne rentrent pas en compte dans le calcul de cet indicateur d'impact. Le tableau 23 présente les facteurs retenus par chacune des méthodes.

Cette comparaison montre, à l'échelle des métaux lourds, des choix de caractérisation différents entre les trois méthodes. L'approche qui a la plus faible granularité semble être l'approche HTP, puisque chaque métal a un facteur spécifique, contrairement à l'approche PA où de nombreux métaux ont les mêmes facteurs. Par exemple, le cobalt, le cuivre et l'étain ont des facteurs HTP respectivement de 17470, 4295 et 2 kg eq-1.4DCB/kg, tandis que les facteurs PA sont tous égaux à 200 m^3/g. Aucun facteur DALY n'existe pour ces trois métaux. Cette variabilité dans la caractérisation des impacts peut alors avoir des conséquences sur les flux déterminants la valeur de ces indicateurs. Des travaux de convergences méthodologiques sont actuellement menés à l'échelle internationale par des spécialistes de l'évaluation de cet impact (Rosenbaum et *al*, 2008). De même, une récente étude de Van Caneghem et *al* (2010) a, par exemple, montré que les méthodes d'évaluation de cet impact (dont DALY et HTP) ne mettent pas en avant les mêmes flux dans les résultats de l'évaluation. Cette étude semble en tout cas cohérente avec les valeurs reportées au tableau 23. Il semble, dans ce contexte, nécessaire de suivre les travaux internationaux sur cette thématique.

Tableau 23. Facteurs de caractérisation de trois méthodes d'évaluation des impacts sur les métaux lourds

Flux d'émission dans l'air	HTP	DALY	PA
Unités	*kg eq-1,4-DCB/kg*	*points/kg*	*m^3/g*
Antimoine	6708	0	200
Arsenic	347700	0.0246	1000
Cadmium	145041	0.135	20000
Chrome	647	0	200
Cobalt	17470	0	200
Cuivre	4295	0	200
Etain	2	0	200
Manganèse	0	0	200
Mercure	6008	0	20000
Nickel	35033	0.0000429	200
Plomb	467	0	1000
Sélénium	47687	0	1000
Tellure	0	0	1000
Zinc	104	0	1000
Vanadium	6240	0	200
Silicium	0	0	25

4.7.3. Applicabilité de nouvelles méthodes de caractérisation des impacts

Enfin, un dernier aspect concerne l'applicabilité de nouvelles méthodes de caractérisation des impacts nécessitant un niveau de détail élevé de l'inventaire de cycle de vie. Par exemple, pour les flux de consommation de ressources, une méthode d'évaluation de la demande cumulative en exergie a récemment été développée pour l'analyse de cycle de vie (Bösch et *al*, 2007). L'exergie, au sens physique, correspond à la part maximale d'énergie qui peut être transformée en énergie noble. Toute quantité d'exergie correspond donc à une dégradation d'une partie d'énergie et s'exprime en MJ. L'exergie est consommée dans les procédés, à mesure que de l'entropie est produite. Elle peut être stockée sous forme chimique, thermique, potentielle, nucléaire et radiative. Le type d'exergie dépend de la ressource en question. Par exemple, l'exergie chimique est appliquée sur l'ensemble des ressources fossiles, non énergétiques (éléments et configurations), eau et biomasse. Une description précise de cette méthode est fournie par Szargut (2005). Le tableau 24 présente les facteurs de caractérisation de demande cumulative en exergie (CExD) pour le molybdène pris en compte dans la base Ecoinvent.

Ce tableau montre une forte disparité des facteurs de caractérisation CExD pour le molybdène allant de 209.05 MJ-eq /kg à 1447.2 MJ-eq. Cette disparité existe également pour les autres ressources métalliques comme l'argent, le cuivre, le nickel, l'or, le palladium, le platine, le plomb, le rhodium, le zinc et le zirconium. Ces différences s'expliquent par la concentration de métal contenue dans le gisement brut. En effet, la première colonne du tableau montre que le molybdène, qui est contenu à une concentration la plus élevée (par exemple 1.83 %) dans le gisement brut, a un facteur CExD le plus faible. A l'inverse, plus ce métal est contenu à une concentration faible dans le gisement (par

exemple 0.22 %), et plus il faudra consommer d'exergie pour l'extraire. C'est une des raisons pour lesquelles les facteurs CExD sont dans ce cas-là beaucoup plus élevés (jusqu'à 1447.2 MJ-eq/kg).

Tableau 24. Facteurs de caractérisation ADP et CExD pour le flux de ressource molybdène

Nom des flux élémentaires de la base Ecoinvent	Unité	Facteur ADP	Facteur CExD
Molybdenum, 0.11% in sulfide, Mo 4.1E-2% and Cu 0.36% in crude ore, in ground	kg	1.78E-02	638.61
Molybdenum, 0.025% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.39% in crude ore, in ground	kg	1.78E-02	890.39
Molybdenum, 0.022% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.36% in crude ore, in ground	kg	1.78E-02	955.25
Molybdenum, 0.022% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.22% in crude ore, in ground	kg	1.78E-02	1447.2
Molybdenum, 0.016% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.27% in crude ore, in ground	kg	1.78E-02	1222.4
Molybdenum, 0.014% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.81% in crude ore, in ground	kg	1.78E-02	456.47
Molybdenum, 0.010% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 1.83% in crude ore, in ground	kg	1.78E-02	209.05

Finalement, cette nouvelle méthode d'évaluation des ressources est conceptuellement différente de la méthode ADP qui évalue seulement un potentiel d'épuisement. Une base de données d'inventaire de cycle de vie simplifiée comme SLCA ne sera donc pas toujours en mesure d'évaluer précisément de nouveaux indicateurs d'impacts nécessitant de travailler à partir d'un inventaire à faible granularité.

4.8. Synthèse du chapitre

Dans ce chapitre, différentes méthodes d'évaluations des impacts ont été intégrées à la base de données. Les indicateurs d'impacts pris en compte (environ 15 à 20 indicateurs) correspondent à une grande partie de ceux utilisés dans les outils pour l'ACV des bâtiments au niveau international (cf. chapitre 1). Cependant, certaines méthodes ont dû être adaptées pour être utilisées sur une nomenclature d'inventaire de cycle de vie limitée à 168 flux.

Le domaine de validité de ces simplifications a ensuite été identifié. Il apparaît que pour l'indicateur GWP, le calcul à trois flux (CO_2, CH_4, N_2O) est correct pour plus de 95 % des matériaux de construction. Des exceptions ont, toutefois, été mises en évidence, ce qui ne permet pas de valider la simplification du calcul d'impact à l'échelle de l'ensemble de la base de données. Par ailleurs, le calcul est à ce jour incertain pour d'autres indicateurs d'impact comme le POCP. Les nombreuses agrégations de substances chimiques, dont l'impact environnemental diffère (par exemple flux d'hydrocarbures, COV, poussières), ne permettent pas de précisément calculer ce type d'indicateurs.

Néanmoins, nous disposons maintenant d'ordres de grandeur d'impact environnemental par type de matériaux. La prochaine partie présente une comparaison des valeurs d'indicateurs d'impacts pour les deux types de données : Ecoinvent (données génériques) et FDES (données spécifiques fournies par les industriels du bâtiment).

CHAPITRE 5

ANALYSE COMPARATIVE DES DONNÉES ECOINVENT ET FDES PAR TYPOLOGIE DE MATÉRIAUX

5.1. Objectif du chapitre

L'objectif de ce chapitre est de présenter puis de mettre en application une méthodologie pour l'analyse comparative de bases de données ACV générique (Ecoinvent) et de déclarations environnementales de produits (données EPD, FDES). Trois pistes d'analyses sont abordées : la comparaison des hypothèses méthodologiques, la comparaison des valeurs d'impacts par typologie de matériaux et l'étude de la variabilité de ces données au sein de chaque typologie de matériaux.

5.2. Travaux existants sur la comparaison des données génériques et EPD

Plusieurs types de données environnementales peuvent être utilisés au cours du processus de conception et de réhabilitation d'un bâtiment. Par exemple, la future norme européenne prEN 15978 fournit des recommandations relatives aux choix des données ACV à utiliser (tableau 25). Cette norme distingue les données agrégées, pour qualifier les données sur les principaux composants d'un bâtiment (murs, planchers, toits etc.), et les données spécifiques, pour qualifier les composants mis en œuvre (matériau ou produit en brique, plâtre, revêtements de sols etc.). Ces deux types de données peuvent ensuite être représentés :

- soit par des données génériques pour qualifier les données qui sont caractéristiques des types de structures ou des matériaux utilisés,
- soit par des données moyennes pour qualifier les données provenant de différents fabricants, de sites de production pour le même produit ou enfin d'informations spécifiques aux composants utilisés dans le bâtiment évalué.

Ces différentes données et leur disponibilité au cours du cycle de vie d'un bâtiment (esquisse, conception, utilisation, fin de vie) sont présentées au tableau 25.

Tableau 25. Type de données disponibles pour l'évaluation environnementale d'après CEN (2010a)

	Esquisse / Projet	Conception détaillée	Fabrication	Utilisation bâtiment	Fin de vie bâtiment
Données génériques	X	X	X	X	X
Données agrégées	X	X			
Données moyennes	X	X	X	X	X
Données moyennes du produit		X	X	X	X
Données spécifiques du produit		X	X	X	X
Données mesurées			X	X	X
Autres données	X	X	X	X	X

L'utilisation de données agrégées est également retenue dans certains guides pour l'évaluation environnementale des projets en phase de conception. Par exemple, le guide SNARC de la Société des Ingénieurs et Architectes Suisse définit des ratios d'énergie grise par partie d'ouvrage et présente ces valeurs pour le concepteur sous la forme d'abaques (SIA, 2004).

Un des principaux problèmes soulevé avec ces différentes données (agrégées, génériques, spécifiques, moyennes) concerne la cohérence des résultats des ACV des bâtiments pour l'aide à la décision lorsque plusieurs jeux de données ACV existent. À ce jour, peu d'études existent sur l'analyse approfondie des données génériques et des valeurs moyennes des données spécifiques fournies par les industriels (EPD, FDES). La raison tient essentiellement au fait que les données spécifiques au format des EPD sont encore relativement rares. La France, à l'aide du comité de normalisation AFNOR P01E et de la filière construction, a engagé un premier pas en développant une base de données de référence sur les caractéristiques environnementales et sanitaires des produits de construction (base INIES).

L'actuelle concomitance des deux types de données a de nombreuses implications pour l'évaluation environnementale. En plus de la donnée générique issue de bases comme Ecoinvent, il est maintenant possible d'utiliser la valeur moyenne ou médiane des données des industriels (FDES) pour l'aide à la conception. Cependant, il peut exister un écart entre la donnée issue de bases de données génériques (Ecoinvent, ELCD) et la valeur moyenne des données EPD ou FDES fournies par les industriels. C'est probablement la raison pour laquelle les praticiens réalisant des ACV sont aujourd'hui invités à ne pas mélanger des données provenant de bases différentes. Néanmoins, bien que la bonne pratique recommande de ne pas mélanger les données, dans la réalité, le praticien réalisant une ACV d'un bâtiment mélangera les données pour parvenir à modéliser complètement un bâtiment. De même, les praticiens qui réalisent des EPD ou des FDES, sont tributaires des bases de données amont utilisées dans les logiciels ACV comme SimaPro, GaBi ou TEAM. Le mélange des données est, dans certains cas, inévitable. La connaissance des choix méthodologiques de chaque base de données devient, dans ce contexte, essentielle pour améliorer la robustesse des résultats des ACV des bâtiments.

5.3. Méthodologie pour la comparaison de données ACV

La figure 46 présente la méthodologie développée, dans ce chapitre, pour comparer les données ACV des bases Ecoinvent et INIES. Il s'agit d'une méthodologie générale qui peut être appliquée pour la comparaison de données ACV à la fois génériques et fournies par les industriels (EPD, FDES).

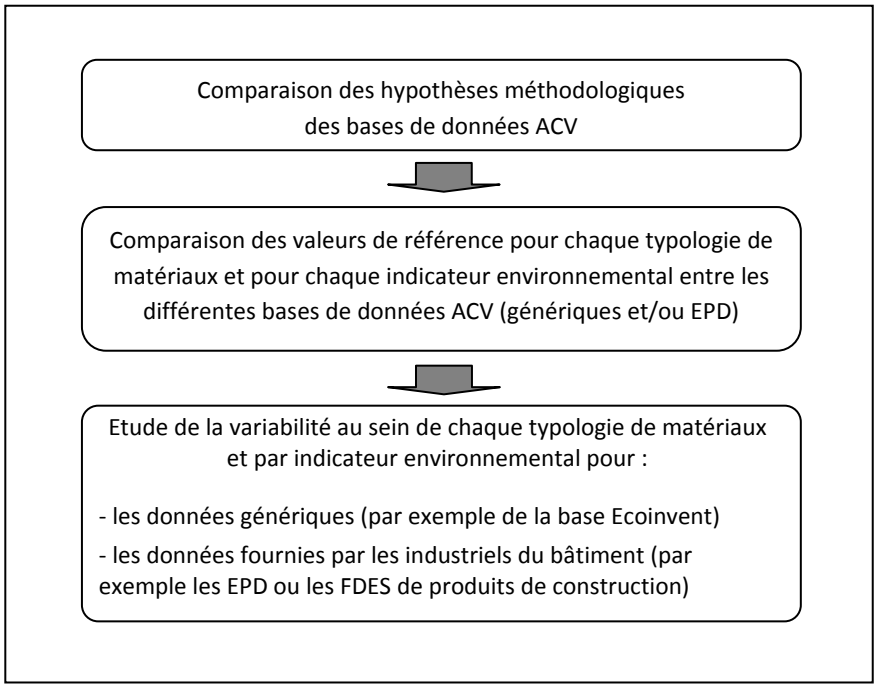


Figure 46. Méthodologie pour la comparaison de données génériques et EPD

Une première étape a pour objectif de comparer les hypothèses méthodologiques des bases de données ACV. Puis, des valeurs de référence sont définies par typologie de matériaux et par indicateur environnemental. Elles sont ensuite comparées pour évaluer les différences quantitatives. Le cas échéant, des sources de variabilité sont proposées pour tenter d'expliquer les écarts obtenus sur les valeurs de référence. Enfin, la troisième partie permet de quantifier la variabilité des valeurs d'impact environnemental au sein de chaque famille de matériaux. La variabilité liée aux données génériques est distinguée de la variabilité industrielle (par exemple pour les FDES). Les résultats de la dispersion des valeurs d'impacts seront présentés à l'aide d'histogrammes ou de nuages de points entre deux indicateurs environnementaux. Dans la suite de ce chapitre, cette méthodologie générale est appliquée sur les données de la base Ecoinvent (données génériques) ainsi que sur les FDES de la base INIES.

5.4. Comparaison des hypothèses méthodologiques des bases de données Ecoinvent et INIES

Dans cette partie, une comparaison des hypothèses des bases de données Ecoinvent et INIES est présentée. La comparaison a porté sur 6 différents groupes d'hypothèses:

- les nomenclatures de flux d'inventaire de cycle de vie (Ecoinvent, INIES), les méthodes de calcul des inventaires de cycle de vie (matricielle, itérative cf. chapitre 1), les règles de coupures,
- le format de données (générique, EPD), le contenu du flux de référence de l'unité fonctionnelle, la définition des frontières du système (phase de production), les méthodes d'allocation des impacts des sous- / co-produits valorisés, l'origine des données sur le procédé de fabrication (issues d'un ou plusieurs industriels ou estimées à partir de la littérature),
- la représentativité géographique, technologique et temporelle des données FDES et Ecoinvent,
- les données sur les procédés amont d'extraction des matières premières, de mise à disposition de l'énergie et des procédés de transport utilisés dans l'ACV des matériaux Ecoinvent et des FDES sur les produits de construction,
- les méthodes d'évaluation des impacts dans les bases Ecoinvent et INIES,
- la contribution des phases du cycle de vie des données matériaux et produits de construction (Ecoinvent et FDES).

Certains points ont déjà été abordés dans les chapitres 3 et 4 et ne sont donc pas rediscutés en détails. Ils concernent la nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie, les méthodes de calcul des inventaires (cf. chapitre 1) et les règles de coupures.

5.4.1. Comparaison des formats des données Ecoinvent et FDES

5.4.1.1. Hypothèses pour la phase de production

Le flux de référence des FDES contient selon le PCR correspondant à la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004):

- un produit principal (détaillant les principaux constituants),
- un taux de chute à la mise en œuvre et à l'entretien,
- des emballages de distribution du produit,
- des accessoires de pose obligatoirement nécessaires à l'application dans l'ouvrage,
- le remplacement du produit (taux et périodicité),
- un entretien (constituants, quantités, périodicité),
- des consommables de sites de production (encre, huile, filtre, briques réfractaires pour une durée de consommation de un an).

Le flux de référence des données Ecoinvent correspond, en général, à 1 kg de matériau sans taux de chute à la mise en œuvre (puisqu'il s'agit de données « cradle-to-gate »). Les emballages peuvent être pris en compte mais pas de manière systématique. Les figures 47 et 48 montrent les différences qui existent entre l'ACV d'un matériau semi-fini (cas de certaines données Ecoinvent) et l'ACV d'un produit fini (cas de l'ensemble des FDES) à l'aide de diagrammes de flux de la phase de production. Les différences potentielles concernent notamment :

- l'absence de prise en compte du procédé de fabrication et des emballages du produit fini dans l'approche matériaux pour certaines données Ecoinvent,
- la prise en compte des infrastructures de production dans les données Ecoinvent (représentée par le coefficient K_{infra}),
- la proportion de matière vierge et récupérée pour un matériau/produit donnée (représentée par le coefficient K_{inco}),
- la prise en compte de l'impact des procédés primaires de fabrication des sous-produits / co-produits en entrée ou en sortie du système (représenté par le coefficient d'allocation des sous-produits K_A).

Dans le cas d'une ACV de produit de construction au format FDES, le procédé de fabrication du produit fini est pris en compte (diverses consommations d'électricité et d'émissions). En revanche, la norme NF P01-010 précise que – par convention – les infrastructures et biens de production peuvent être omis. Par conséquent, le coefficient K_{infra} est généralement nul. Enfin les sous-produits qui sont valorisées doivent être modélisés à l'aide de la méthode des stocks ($K_A = 0$).

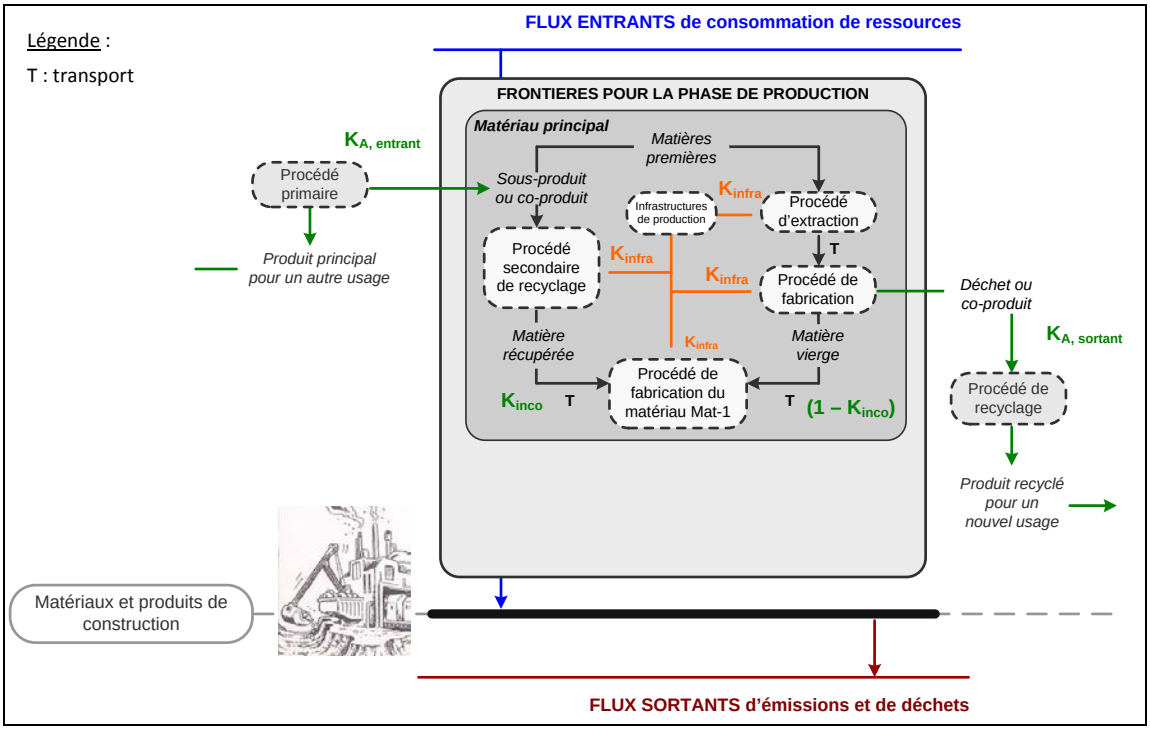


Figure 47. Frontières de la phase de production pour une donnée ACV générique pour un matériau semi-fini

La plupart des éléments mis en œuvre dans un bâtiment sont généralement des produits finis. Toutefois, il existe certains matériaux qui restent mis en œuvre directement sur chantier. C'est le cas, par exemple, du béton prêt à l'emploi ou de l'acier de ferraillage. Exception faite de ces deux cas particuliers, le flux de référence des FDES est donc défini à l'échelle d'un produit de construction et non d'un matériau. Cela constitue une différence avec la plupart des données génériques de la base Ecoinvent calculées pour 1 kg d'unité fonctionnelle de matériaux (acier, plastiques, bois etc.). Par conséquent, des données additionnelles sur le procédé de fabrication du produit doivent être fournies

par les industriels français. C'est le cas des FDES en acier publiées par l'OTUA où le procédé de mise en forme des poutrelles ou du bardage est propre à l'usine de production française de ce produit.

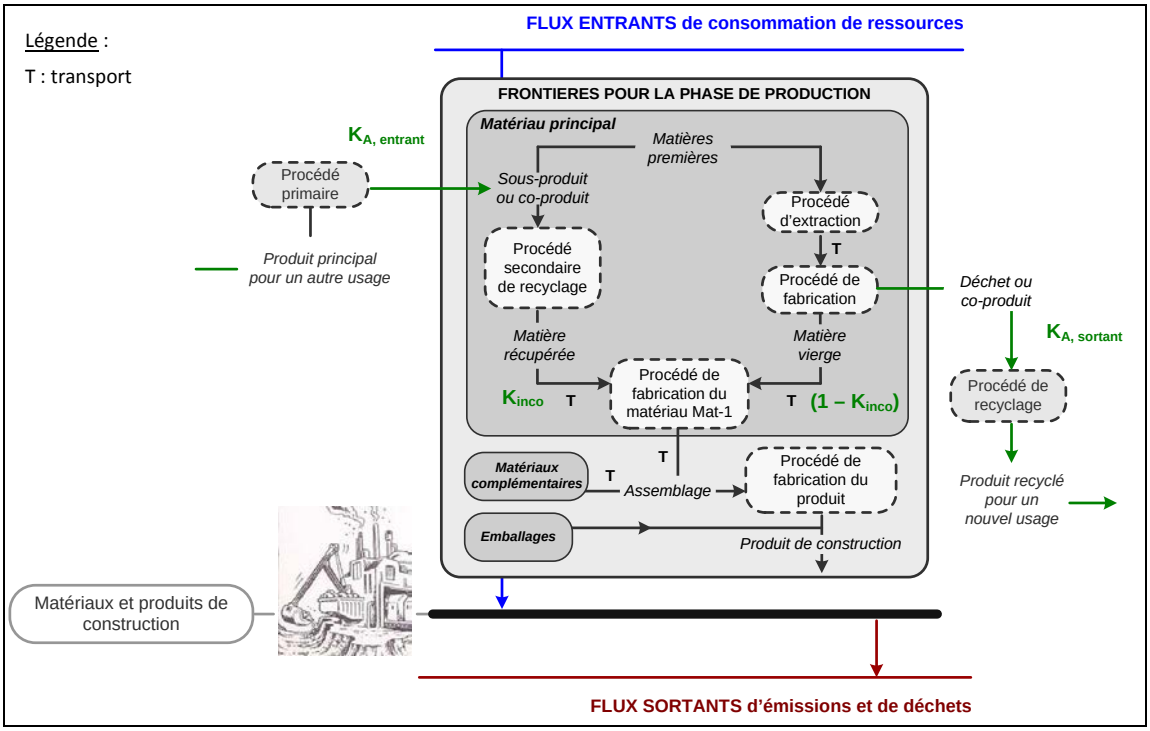


Figure 48. Frontières de la phase de production pour une donnée EPD sur un produit de construction

5.4.1.2. Type de données (FDES individuelle, collective ou ACV générique)

La figure 49 présente, à titre d'illustration, les phases du cycle de vie couvertes par les données génériques (par exemple issues de la base Ecoinvent) et spécifiques (fournies par les industriels). Cette figure, extraite du projet de norme prEN15804 relative aux déclarations environnementales de produits (EPD), montre bien la spécificité des déclarations environnementales. Alors que la frontière d'une ACV matériau s'arrête aux procédés amont (« upstream processes »), la frontière d'une ACV produit intègre également le procédé de fabrication du produit sur lequel l'industriel a une influence (donnée « gate-to-gate »). En général, les données maîtrisées par l'industriel sont confidentielles dans les EPD et seul l'inventaire de cycle de vie, agrégé de l'extraction à la sortie de l'usine, est disponible publiquement. Enfin, nous retrouvons les procédés avals de mise en œuvre sur chantier, vie en œuvre pendant l'utilisation du bâtiment et de fin de vie (données « cradle-to-grave »). Ces procédés avals sont, par exemple, pris en compte dans les FDES sur les produits de construction. Les données correspondant au procédé de fabrication peuvent ensuite provenir de différents types de sources : industriels (moyenne d'une ou plusieurs usines), rapport environnemental ou d'estimation à dire d'expert ou de la littérature. Cet aspect renvoie à la complétude de l'étude ACV. Dans le cas des FDES, lorsque l'ensemble des données sur le procédé de fabrication est spécifique à l'industriel responsable de la déclaration environnementale, il s'agit d'une FDES individuelle. Dans le cas où la déclaration est la propriété d'un groupe de fabricants, la FDES est dite collective. En fonction de la taille des fabricants (parts de marché ou volumes de production), la déclaration sera plus ou moins

spécifique au produit de construction. Les données Ecoinvent ont des hypothèses d'agrégation des données du procédé de fabrication variable en fonction du type de matériaux et de la représentativité géographique de la donnée. Par exemple, la plupart des données sur des matériaux vendus ou fabriqués en Suisse sont issues en général d'une collecte de données chez un industriel. Le béton, le bois ou encore la brique en terre cuite correspondent à ce cas de figure. Pour des données plus globales, comme les métaux ou les plastiques, le calcul des consommations d'énergie ou des émissions de polluants est basé sur des données moyennes fournies par le syndicat européen des plastiques ou estimées à partir de la littérature (cas des métaux). Malgré ces sources différentes, les données Ecoinvent sont considérées comme génériques (à l'inverse des FDES individuelles).

<table>
<tr><td>Production of commodities, raw materials</td><td>Manufacture of product</td><td>Installation processes</td><td>Use processes</td><td>End-of-life processes</td></tr>
<tr><td>Upstream processes</td><td>Processes the manufacturer has influence on</td><td colspan="3">Downstream processes</td></tr>
<tr><td>Generic data</td><td>Average or specific data of the manufacturer</td><td colspan="3">Generic data</td></tr>
</table>

Figure 49. Phases du cycle de vie d'un produit de construction tiré de CEN (2010b)

5.4.2. Représentativité géographique, technologique et temporelle

Les critères de représentativité géographique, technologique et temporelle permettent d'évaluer la pertinence d'une donnée ACV sur une matière première ou un procédé énergétique relativement à un contexte donnée. Par exemple, pour réaliser l'ACV d'un produit de construction disponible sur le marché français, plusieurs types de données existent sur les matières premières (matériaux constitutifs) :

- données issues de moyennes européennes,
- données représentatives d'un pays par exemple Suisse, France etc.

Les représentativités géographique et technologique sont discutées uniquement pour les données « gate-to-gate » correspondantes au procédé de fabrication maîtrisé par le producteur (cf. figure 49).

5.4.2.1. Données issues de moyennes européennes

Des données moyennes européennes sont actuellement utilisées pour les matières premières dans les ACV de matériaux Ecoinvent ou de produits FDES. Ces valeurs moyennes peuvent se justifier pour certains matériaux comme les plastiques ou les métaux qui sont échangés dans des marchés mondiaux ou au moins européens. Dans ces deux cas, il n'est alors pas nécessaire d'affiner l'impact environnemental car le maillage des usines de production et la multitude des circuits de distribution rend peu pertinent le choix d'une échelle plus réduite (pays). Par exemple, des moyennes européennes sur les plastiques sont fournies par les industriels européens de la filière (PlasticsEurope). Il est à noter que ces données sont également utilisées dans la base Ecoinvent (Hischier, 2007). En complément, des

déclarations environnementales sur les plastiques (PVC, polystyrène) ont été publiées au format de la norme ISO 14025 (ISO, 2007) par Plastic Europe depuis 2008 (PlasticsEurope, 2008). L'utilisation de données moyennes européennes est également valable pour d'autres types de matériaux comme les autres métaux ferreux et non ferreux (aluminium, cuivre, zinc…) et certains polymères (polyuréthane). C'est la raison pour laquelle dans la base Ecoinvent la plupart de ces données sont représentatives de la zone Europe (notée RER dans les métadonnées).

5.4.2.2. Données pour un contexte national

Pour d'autres matières premières, des données propres à chaque pays sont nécessaires. Ces données permettent de rendre compte des différences technologiques dans les procédés de fabrication d'un pays à un autre. La circulation de ces matières premières est également plus réduite. C'est le cas des matériaux minéraux (ciment, béton, plâtre), céramique (terre cuite), bois, bitume, bloc béton, fibres-ciment, laine minérale et mortier-colle.

À titre d'exemple, l'Association Technique des Industries des Liants Hydrauliques a récemment publié des inventaires de cycle de vie des ciments utilisés dans la fabrication des bétons de construction français (ATILH, 2010). De même, l'Union Nationale pour la Production de Granulats (UNPG) vient de réaliser des ACV sur la production de granulats française. Ces données spécifiques au ciment et aux granulats français peuvent ensuite être utilisées pour réaliser l'ACV du béton prêt à l'emploi français (voir par exemple l'ICV du béton publié par le SNBPE). À l'inverse, l'ACV du béton de la base Ecoinvent est calculé à partir d'une moyenne des émissions de 6 usines Suisse de béton prêt à l'emploi ainsi que des données sur le ciment et les granulats propres à la situation suisse.

Concernant le matériau bois (massif, panneaux et lamellé-collé), les données sont également propres à chaque pays. Les données génériques de la base Ecoinvent sont, par exemple, issues d'usines suisses ou allemandes et extrapolées à l'échelle européenne. Les FDES de produits en bois sont établies par la filière française du bois de construction. Les données ACV peuvent s'appuyer, dans ces cas-là, sur des études spécifiques sur les matières premières consommées en France. Par exemple, les distances de transport au sein de la phase de production de FDES de produits en bois sont actuellement supérieures à celles retenues dans la base Ecoinvent. Dans le premier cas, une partie des produits en bois est importée des pays scandinaves ou d'Afrique (distances de transport très élevées dont une partie se fait par camion), tandis que le bois modélisé dans la base Ecoinvent est supposé provenir de forêts suisses (faibles distances de transport).

Un dernier exemple concerne les produits en bitume. Les FDES publiées à ce jour s'appuient sur des données fournies par les industriels des produits d'étanchéité français. Il est précisé dans ces FDES qu'une partie des données sur les matières premières a été collectée auprès des fournisseurs, tandis que les autres données proviennent des bases de données ACV (DEAM ou Ecoinvent). La base Ecoinvent utilise justement des données d'une usine suisse qu'elle extrapole, à l'image du bois, à l'échelle européenne (RER). Enfin, l'utilisation de données propres à chaque pays reste également valable pour les produits en terre cuite, bloc béton, fibres-ciment, laine minérale et mortier-colle. Dans ce dernier cas, il peut être utile de contextualiser les données génériques de la base Ecoinvent si aucune donnée nationale (par exemple FDES) n'existe (cf. partie 8.2).

Le critère de représentativité temporelle permet enfin de documenter, dans une ACV, la plage de validité temporelle de la donnée calculée. De manière générale, une donnée plus ancienne sera considérée comme de moins bonne qualité qu'une donnée récente. En termes d'indicateurs d'impacts, cela pourra se traduire par des différences notables. Cependant, il faut préciser que l'impact environnemental de certains procédés, par exemple l'extraction du calcaire ou du gypse peut ne pas évoluer de manière significative pendant plusieurs années. À l'inverse, pour des produits électroniques, l'évolution des technologies est telle que la représentativité temporelle aura son importance pour expliquer des écarts.

5.4.3. Etude des données ACV sur les procédés énergétiques

La réalisation d'une étude ACV sur un matériau (Ecoinvent) ou un produit de construction (FDES) nécessite l'utilisation récurrente de données ACV (« background data ») sur les matières premières, les procédés énergétiques et de transports. Des écarts sur ces procédés peuvent expliquer une partie des écarts obtenus sur les inventaires de cycle de vie de la phase de production des données Ecoinvent et FDES par typologie de matériaux. Dans cette partie, cette problématique est illustrée dans le cas des données énergétiques.

À ce jour, les ACV de matériaux de la base Ecoinvent utilisent les ACV de procédés énergétiques et de transports qui ont été inventoriés par Dones et *al* (2007) et Spielmann et *al* (2007). À l'inverse, les données sur les FDES s'appuient sur le fascicule FD P01-015 qui fournit des inventaires sur les procédés énergétiques et de transport de la base DEAM (AFNOR, 2005). Dans cette partie, les résultats des indicateurs de demande cumulative en énergie (CED), de consommation d'eau (EAU), d'épuisement de ressources (ADP), de réchauffement climatique et d'acidification (ACI) sont présentés. Les résultats des autres indicateurs sont présentés dans un rapport complémentaire (Lasvaux, 2011b). La figure 50 présente les résultats pour l'inventaire de mise à disposition d'un MJ d'électricité française (moyenne tension). Les résultats montrent que les données sur le mix électrique français sont comparables. Les différences observées sont uniquement le reflet d'une variabilité naturelle. Elles varient entre 24 et 26 g eq-CO_2/MJ d'électricité. À priori, d'importants écarts obtenus sur les comparaisons par typologies de matériaux ne peuvent donc pas s'expliquer par cette donnée ACV. La consommation d'énergie primaire varie de 3.13 MJ (DEAM) à 3.18 MJ pour la donnée Ecoinvent. Les résultats pour la consommation d'eau et l'acidification sont en revanche assez différents. Ils varient entre 0.6 L et 1.98 L par MJ d'électricité. L'acidification pour le mix électrique Ecoinvent est presque deux fois inférieure à la valeur de la base DEAM. Pour ces deux indicateurs, les écarts observés pourront expliquer une partie des écarts des valeurs d'impacts par typologie de matériaux (en fonction de la consommation d'électricité de chaque procédé).

La figure 51 présente une comparaison de l'inventaire d'une chaudière au gaz en fonction des bases de données DEAM (ou fascicule FD P01-015) et Ecoinvent (version 2.0). Pour ces données de combustion au gaz, il n'existe pas d'écarts significatifs entre les deux bases de données (plausibilité des valeurs). Par exemple, l'ensemble des valeurs est compris entre 0.062 et 0.072 kg eq-CO_2/MJ. Ces études préliminaires permettent d'expliquer certains écarts qui peuvent être obtenus sur des ACV de matériaux ou produits. Par exemple, la consommation d'eau plus faible dans la donnée DEAM sur le mix électrique français pourra expliquer une valeur de l'indicateur plus faible dans les FDES par rapport à Ecoinvent.

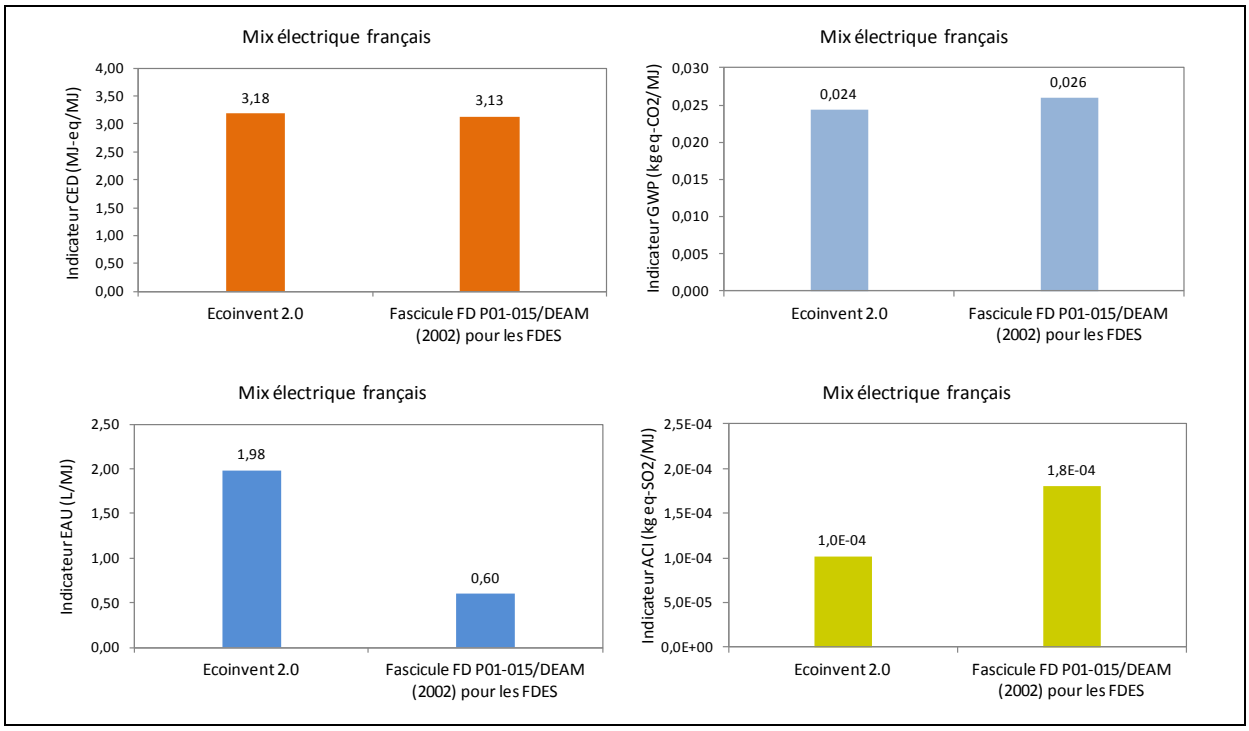


Figure 50. Comparaison des données ACV sur le mix électrique français entre la base Ecoinvent et le fascicule FD P01-015 support aux FDES

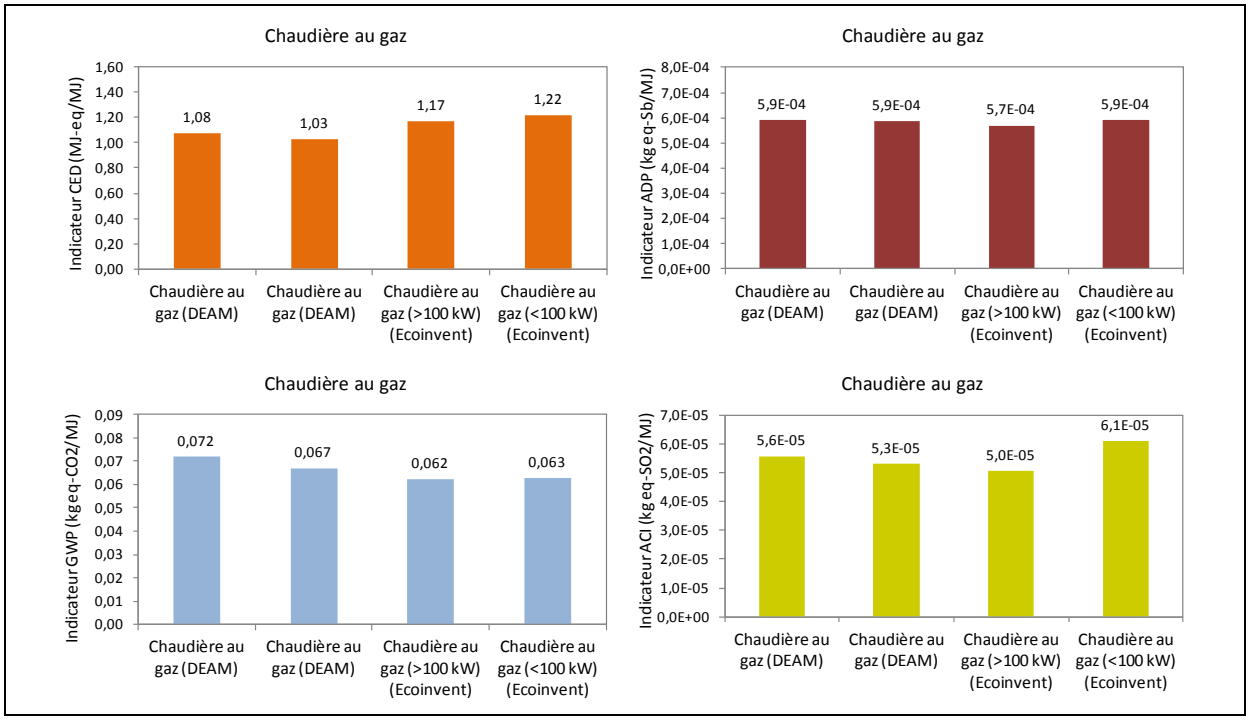


Figure 51. Comparaison des données ACV sur la combustion au gaz entre la base Ecoinvent et le fascicule FD P01-015 support aux FDES

5.4.4. Comparaison des méthodes d'évaluation des impacts

Différentes méthodes d'évaluation des impacts sont intégrées dans les bases Ecoinvent et INIES. La base Ecoinvent est plus exhaustive que la base INIES et intègre à la fois des indicateurs « mid-points » (potentiels) et « end-points » (dommages). La base INIES considère 15 indicateurs de flux et de potentiels conformément à la norme NF P01-010. Le tableau 26 présente une comparaison des nomenclatures de flux et des méthodes d'évaluation des impacts. Deux indicateurs permettent de montrer les différences dans le choix des facteurs de caractérisation entre les bases Ecoinvent et INIES. L'indicateur POCP se calcule dans la base INIES à partir du flux d'hydrocarbures non spécifiés et d'un facteur médian égal à 0.40 (AFNOR, 2004). Dans la base Ecoinvent, ils se calculent à partir des hypothèses de Derwent et *al* (1996 ; 1998) et Jenkin et Hayman (1998). Pour l'indicateur GWP, la base INIES utilise les facteurs IPCC (2001), tandis que les facteurs IPCC, publiés en 2007, sont utilisés par la base Ecoinvent (v 2.0).

Dans la base SLCA, la plupart des méthodes d'impacts utilisées dans les logiciels d'ACV bâtiments EQUER, ELODIE et TEAM Bâtiment sont prises en compte (cf. chapitre 4). La base SLCA calcule donc de manière homogène les indicateurs à partir des ICV Ecoinvent ou FDES. À l'inverse, la base SLCA se différencie d'Ecoinvent dans la mesure où la nomenclature de flux d'inventaire a été homogénéisée avec les données des industriels français (seulement 168 flux utilisés). Les indicateurs d'impacts n'utilisent donc qu'une partie des facteurs de caractérisation de la base Ecoinvent. Par exemple, pour l'indicateur GWP, le calcul dans la base SLCA se fait à l'aide de trois flux. Ce choix est également retenu pour l'indicateur POCP. Au côté des hydrocarbures non spécifiés, les flux de méthane, dioxyde de soufre et monoxyde de carbone sont également caractérisés selon la méthode de calcul utilisée par la base Ecoinvent. Ces deux indicateurs (GWP, POCP) montrent l'intérêt d'une base de données comme SLCA pour homogénéiser le calcul des indicateurs d'impacts à partir des inventaires de cycle de vie de la littérature existante.

5.4.5. Etude des phases du cycle de vie des données FDES

Les données Ecoinvent et FDES ne sont pas calculées pour un même périmètre d'étude. En effet, les données fournies par les industriels du bâtiment (FDES) ont été calculées sur les cinq phases du cycle de vie (« cradle-to-grave ») tandis que les données Ecoinvent ne sont que des données de production (« cradle-to-gate »). Pour cela, une étude préliminaire a été conduite pour déterminer les contributions relatives de chaque phase du cycle de vie des FDES de produits de construction. Les données ont été classées par type de matériau « petite maille » (cf. annexe 36). La formule de calcul d'un indicateur environnemental sur le cycle de vie d'un produit de construction avant incorporation dans le modèle d'ACV bâtiment est donnée à l'équation 26. Le calcul sur le cycle de vie complet s'appuie sur la méthodologie de la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Dans un premier temps, la contribution relative moyenne des phases du cycle de vie des 400 FDES pour les 43 types de matériaux a été calculée. Puis, la contribution relative des phases du cycle de vie à l'échelle de la base de données globale a été déterminée. Les résultats obtenus sont présentés sous la forme de boxplots pour les phases de production, transport et fin de vie.

Tableau 26. Comparaison des nomenclatures de flux et des méthodes d'évaluation des impacts entre les bases Ecoinvent, INIES et SLCA

Base de données ACV	Ecoinvent *	INIES	SLCA
Type d'inventaire de cycle de vie	ICV Ecoinvent	ICV FDES	ICV Ecoinvent et ICV FDES
Nomenclature de flux d'inventaire de cycle de vie	1109 flux	168 flux *a minima*	168 flux
Méthodes d'évaluation des impacts	CED** et CExD CML, 2001** Eco-indicator 99** Ecological footprint Ecological scarcity 1997 et 2006 Ecosystem Damage Potential (EDP) EPS 2000 IMPACT 2002+ TRACI	CML, 2001 et AFNOR, 2004 (cf. figure 14)	cf. tableaux 20 et 21
Exemple de l'indicateur de réchauffement climatique fossile à 100 ans (GWP)	calcul complet selon IPCC (2007)	calcul simplifié selon CML et IPCC (version 2001)	calcul simplifié selon IPCC (2007)
Exemple de l'indicateur de formation d'ozone photochimique (POCP)	calcul complet selon CML basé sur les travaux de Derwent et al (1996 ; 1998) ; Jenkin et Hayman (1998)	calcul simplifié selon NF P01-010 (AFNOR, 2004)	calcul simplifié selon CML basé sur les travaux de Derwent et al (1996 ; 1998) ; Jenkin et Hayman (1998)

** selon les hypothèses de Frischknecht et al (2007b)*

*** méthodes prises en compte dans le logiciel d'ACV bâtiment EQUER (Peuportier, 2008) ; tous les indicateurs CML 2001 et Ecoindicator 99 ne sont pas utilisés dans EQUER. Pour CML (2001) : seuls les indicateurs de réchauffement climatique à 100 ans (GWP), l'acidification (ACI), la formation d'ozone (POCP), l'eutrophisation (EUT), l'épuisement de ressources (ADP) sont utilisés. Pour Ecoindicator (99) : seuls les indicateurs de dommages sur la santé (DALY) et de dommages sur l'écosystème (PDF) sont pris en compte. En complément, EQUER utilise un indicateur de demande cumulative en énergie (CED), de consommation d'eau et de deux indicateurs de déchets (ultimes, radioactifs).*

Équation 26. Formule de calcul d'un indicateur sur le cycle de vie complet d'un produit de construction

$$I_{m,\,p} = \sum_{j} F_{x,\,p,\,j} \times C_{x,\,m}$$

$F_{x,\,p}$: flux d'inventaire de cycle de vie x pour le produit p sur le cycle de vie complet du produit
$F_{x,\,p,\,j}$: flux d'inventaire de cycle de vie x du matériau ou produit p pour la phase du cycle de vie j
$C_{x,m}$: facteur de caractérisation relatif à la catégorie d'impact m pour le flux x

La figure 52 présente les boxplots des contributions relatives des 14 indicateurs environnementaux pour la phase de production. Sur les quatorze indicateurs présentés à la figure 52, neuf montrent une contribution relative médiane supérieure à 80 %. Cela tend à confirmer que la phase de production

reste plus importante que les phases de transport, chantier et de fin de vie, sachant que des procédés d'incinération (plastiques par exemple) ne sont pas pris en compte dans la méthodologie de calcul des FDES. Un deuxième groupe d'indicateurs, formation d'ozone photochimique (POCP), déchets radioactifs (DR) et pollution de l'eau (POE), a une contribution relative médiane comprise entre 60 % et 80 %. Pour ces indicateurs, l'intervalle interquartile est plus élevé que pour ceux du premier groupe, traduisant une plus forte variabilité des contributions relatives par typologie de matériaux. Enfin, un dernier groupe est composé uniquement des indicateurs de déchets non dangereux (DND) et inertes (DI). Ces deux indicateurs ont une contribution médiane inférieure à 50 % avec un intervalle interquartile le plus important. Cette remarque ne s'applique pas à l'indicateur de déchets dangereux (DD) qui est principalement déterminé par la phase de production. L'étirement de sa boxplot reste, par ailleurs, faible. Ce résultat semble donc valable pour un grand nombre de matériaux de la base SLCA.

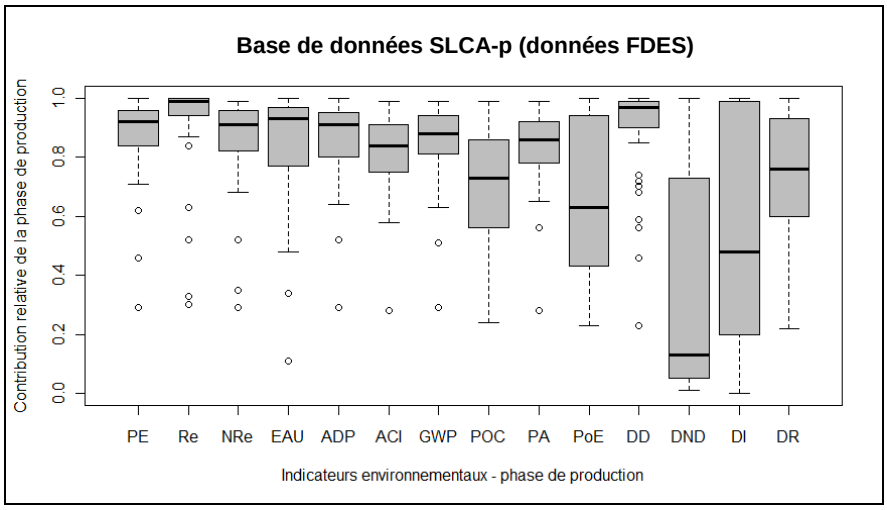


Figure 52. Boxplots des contributions relatives de la phase de production par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p

La figure 53 présente les résultats obtenus pour la phase de transport entre l'usine et éventuellement le centre de distribution jusqu'au chantier de construction. L'ensemble des indicateurs a une contribution médiane inférieure à 20 %. Ce résultat confirme que la contribution du transport sur chantier reste bien inférieure à la phase de fabrication des produits de construction. L'indicateur le plus sensible à cette phase du cycle de vie est l'indicateur de formation d'ozone photochimique (POCP). En effet, il est déterminé à partir du flux d'hydrocarbures non spécifiés, flux principalement émis par les moyens de transport routier. Pour comprendre pourquoi la phase transport semble peu prépondérante, les distances de transport retenues par types de matériaux (mode de livraison routier) ont été analysées. Pour la plupart des FDES, une valeur moyenne est définie pour la distance usine-chantier à partir du nombre de sites de production sur le territoire, sauf si la FDES est représentative d'un seul produit fabriqué dans une seule usine (valeur spécifique). Le tableau 27 présente les résultats obtenus pour 18 typologies de matériaux.

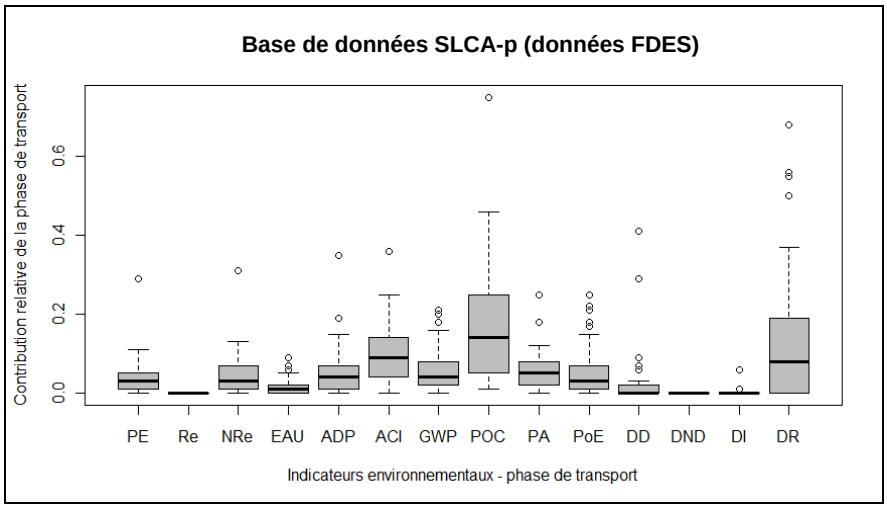


Figure 53. Boxplots des contributions relatives de la phase de transport par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p

Les résultats montrent des distances de transport variant de 30 à 1296 kilomètres avec une valeur médiane égale à 260 kilomètres. La distance de transport est donc variable en fonction des types de matériaux. Par exemple, la distance moyenne du béton prêt à l'emploi est de 30 kilomètres, tandis qu'elle est de 1296 kilomètres pour le bois (panneaux). La distance moyenne des produits en plaques de plâtre est de 380 kilomètres avec une distance minimale de 50 kilomètres et une distance maximale de 1012 kilomètres. De même les briques en terre cuite sont transportées sur 210 kilomètres, tandis que le polyuréthane (une seule donnée FDES) est transporté sur 750 kilomètres. Les données FDES ne sont donc pas complètement spécifiques, puisque la distance de transport n'est pas toujours propre à une usine de production (moyenne de plusieurs sites de production). L'étirement de la boxplot de l'indicateur de déchets radioactifs (DR) s'explique ensuite par un transport en train pour une partie des produits de construction. De manière générale, une variabilité importante des distances de transport est observée, quelque soit le type de produit. Ces résultats montrent, malgré tout, que cette phase reste peu prépondérante au regard de la phase de production.

Tableau 27. Statistiques des distances de transport usine-chantier retenues dans les FDES de la base SLCA-p

	Minimum	1er quartile	Médiane	Moyenne	3ème quartile	Maximum
Distances usine-chantier (km)	30	214	260	341	330	1296

Les contributions relatives de la phase chantier sont toutes proches de zéro et ne sont pas représentées ici. En effet, à ce jour, les FDES des produits de construction ne modélisent cette phase qu'à l'aide d'un taux de chute forfaitaire généralement compris entre 0 et 10 % dans les FDES collectées. Du point de vue de l'ACV d'un bâtiment, de nombreux aspects ne sont pas pris en compte comme les mises à disposition d'engins de terrassement, de grues ou des moyens de levages. Ces aspects sont en dehors des frontières du système du contributeur « matériaux et produits de construction », car ils

relèvent plus d'un système constructif que d'un matériau donné (Cole, 1998). L'annexe 66 présente les contributions relatives pour la phase d'utilisation. Nous rappelons que cette phase ne tient pas compte, à l'échelle du cycle de vie des produits de construction, des taux de remplacement des produits utilisés uniquement lors de l'évaluation à l'échelle du bâtiment. Par conséquent, les impacts associés à la vie en œuvre des produits correspondent en général à des émissions de polluants. Les résultats montrent que la contribution relative médiane de cette phase pour les quatorze indicateurs est voisine de zéro. Seul l'indicateur de consommation d'eau a sa boxplot un peu plus étirée, traduisant une consommation d'eau parfois plus élevée notamment pour les produits nécessitant un entretien. De même, quelques points en dehors de la boxplot ont des contributions relatives jusqu'à 70 %. Ces points correspondent aux matériaux colle, polyamide et vernis qui sont des produits de seconde œuvre. Contrairement aux autres matériaux intégrés à SLCA, la phase de production n'est donc pas la phase la plus déterminante.

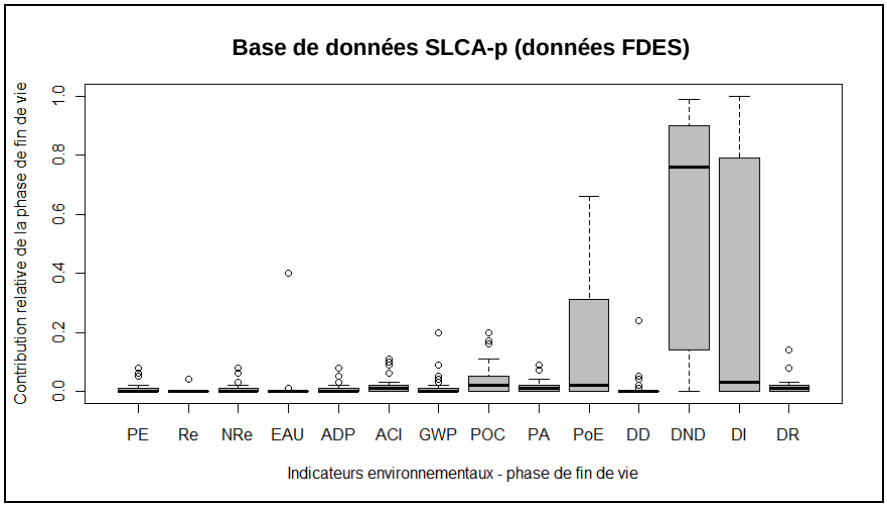


Figure 54. Boxplots des contributions relatives de la phase de fin de vie par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p

La figure 54 présente les résultats obtenus pour la phase de fin de vie. Pour dix indicateurs, la contribution relative de la fin de vie est quasiment nulle. La contribution de l'indicateur de formation d'ozone photochimique (POCP) est ensuite à peine plus élevée. Seuls trois indicateurs ont finalement des contributions plus importantes : pollution de l'eau (POE), déchets non dangereux (DND) et inertes (DI). La contribution de l'indicateur POCP s'explique par l'actuelle convention retenue dans les FDES (AFNOR, 2004). Elle modélise un transport routier vers un site de stockage des déchets inertes et non dangereux à 30 km du site de démolition et à 100 km pour les déchets dangereux. La contribution de la phase de fin de vie pour l'indicateur de pollution de l'eau (POE) s'explique par le fait que certaines FDES modélisent l'impact des procédés de mise en décharge. C'est le cas notamment des matériaux bois et béton. Toutefois, la médiane pour cet indicateur est proche de zéro, ce qui confirme bien que la plupart des FDES ne prennent pas en compte les procédés aval de traitements. Enfin, les deux seuls indicateurs prépondérants de cette phase sont ceux de déchets inertes (DI) et non dangereux (DND).

Les résultats des contributions relatives des 400 produits de construction classés par typologie de matériaux ont montré que la phase de production reste une phase importante dans le cycle de vie des

produits de construction, avant leur incorporation dans un bâtiment. Il existe cependant des exceptions autant parmi les 43 types de matériaux étudiés, phase d'utilisation prédominante pour les produits à base de colles et vernis, que pour les indicateurs, phase de fin de vie prédominante pour les indicateurs de déchets non dangereux et inertes. Par ailleurs, les résultats de la contribution des phases du cycle de vie des FDES de produits de construction sont fonction de la méthodologie utilisée pour les calculer. Il est probable qu'une modélisation plus exhaustive et systématique des procédés de fin de vie rééquilibrerait quelque peu la part de la phase de fin de vie à l'impact environnemental des produits de construction. De même, il faut rappeler que ces résultats sont à interpréter à l'échelle des produits de construction. Les remplacements de ces produits durant la phase d'utilisation d'un bâtiment entraînent, par exemple, une contribution plus élevée de la phase d'utilisation lorsque l'analyse est conduite à l'échelle d'un bâtiment (cf. chapitre 8).

5.4.6. Conclusion intermédiaire

L'analyse comparative d'une partie des hypothèses méthodologiques des bases de données Ecoinvent et INIES a permis de mieux cerner certaines variabilités potentielles des données ACV sur les matériaux (Ecoinvent) et produits de construction (FDES). Il s'agit notamment de la variabilité associée aux frontières du système de la phase de production, à la représentativité géographique et technologique et aux données ACV sur les procédés énergétiques.

La prise en compte du procédé de fabrication du produit est spécifique aux données FDES. Dans le cas d'une comparaison entre le matériau « acier » (Ecoinvent) et un produit de bardage en acier (FDES), cet aspect a été identifié comme un problème de méthodologie ACV (périmètre différent). Cependant, il n'est pas sûr que la prise en compte du procédé de fabrication explique à elle seule les valeurs divergentes des indicateurs d'impacts entre la donnée Ecoinvent et la donnée moyenne FDES (cf. partie suivante). Dans cet exemple, il est probable que d'autres sources de variabilité soient plus déterminantes. Dans la prochaine partie, des valeurs d'impacts par typologie de matériaux sont calculées et mises en relation avec des sources de variabilité.

5.5. Comparaison des valeurs d'indicateurs d'impacts des données Ecoinvent et FDES par typologie de matériaux

5.5.1. Méthodologie

5.5.1.1. Echantillon représentatif de types de matériaux

Dans cette application, 18 types de matériaux ont été sélectionnés. Cet échantillon permet de prendre en compte des matériaux métalliques, cimentaires, bois, plastiques, laines, plâtres et céramiques (annexe 38). Ces matériaux ont été retenus puisqu'ils sont régulièrement utilisés dans les bâtiments. En outre, leurs disponibilités dans les bases INIES et Ecoinvent ont également été un facteur déterminant. C'est la raison pour laquelle un type de matériau d'isolation comme la plume de canard, uniquement présent dans INIES, n'a pas été intégré à cette analyse comparative de même que l'aluminium, uniquement présent dans la base Ecoinvent. Le tableau 28 présente les types de matériaux pris en compte dans cette étude, même si l'échantillon analysé ne peut prétendre à l'exhaustivité.

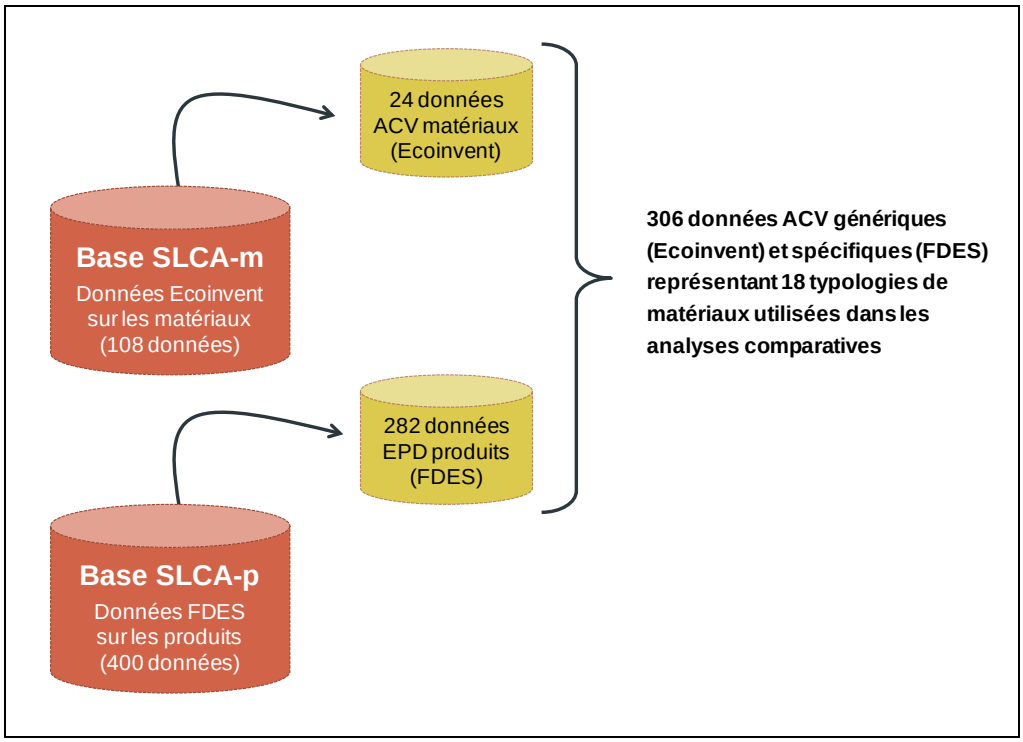
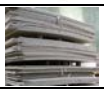


Figure 55. Nombre de données Ecoinvent et FDES utilisés dans les analyses comparatives

Le détail des procédés de fabrication de chaque matériau ou produit de construction est présenté dans les rapports méthodologiques de la base Ecoinvent ou dans les rapports méthodologiques des FDES (disponibles sous accord de confidentialité auprès de chaque fabricant). Compte-tenu du nombre de typologies de matériaux, seuls les ordres de grandeurs des valeurs d'impacts et les principales sources de variabilités sont détaillés dans cette partie.

Tableau 28. Types de matériaux pris en compte dans les analyses comparatives

Type de matériaux	Données Ecoinvent* (Base SLCA-m)	Données FDES** (Base SLCA-p)	Illustration
Acier	5	5	
Béton	1	5	
Bloc béton	1	1	
Béton cellulaire	1	5	
Bois lamellé-collé	1	1	
Bois massif	2	3	
Bois panneaux	2	21	
Cuivre	2	2	
Fibres-ciment	1	7	
Laine de roche	1	44	
Laine de verre	1	88	
Mortier-colle	1	16	
Plâtre	1	45	
Polystyrène	1	10	
Polyuréthane	1	6	
PVC	1	13	
Terre cuite	1	4	

** utilisées dans le logiciel d'ACV bâtiment EQUER en 2010 ** utilisées dans le logiciel d'ACV bâtiment ELODIE en 2010*

5.5.1.2. Flux et indicateurs environnementaux

Les indicateurs environnementaux considérés dans cette étude sont présentés au tableau 29. Ils ont été choisis car ils sont similaires aux indicateurs utilisés dans les études de cas. S'intéresser aux indicateurs plutôt qu'aux flux environnementaux permet de réduire les analyses. Cependant, l'explication de certains écarts nécessite de s'intéresser aux flux d'inventaire, par exemple pour les indicateurs de pollution de l'air ou de l'eau. L'ensemble des paramètres environnementaux (flux et indicateurs) de la base SLCA peut donc, si nécessaire, être utilisé pour l'analyse.

Tableau 29. Indicateurs environnementaux considérés

Indicateur	Unité	Indicateur	Unité
PE	MJ-eq/kg	PA	m^3/kg
PE-NRe*	MJ-eq /kg	POE	m^3/kg
PE-Re	MJ-eq /kg	POCP	kg eq-C_2H_4/kg
EAU	L-eq /kg	DD**	kg /kg
ADP	kg eq-Sb/kg	DND**	kg /kg
ADP Elements	kg eq-Sb/kg	DI**	kg /kg
ACI	kg eq-SO_2/kg	DR	kg /kg
GWP	kg eq-CO_2/kg	STO	kg-eq/kg

** Indicateur de référence dans les nuages de points présentés dans la suite de cette partie*
*** Indicateurs parfois étudiés dans la suite à l'aide de l'indicateur de déchets ultimes (Dech) cf. 4.5.4*

5.5.1.3. Unité fonctionnelle

Les bases de données utilisées sont SLCA-m et SLCA-p. Pour la base SLCA-p, l'ensemble des flux d'inventaire a été ramené au kilogramme d'unité fonctionnelle afin de pouvoir les comparer avec les données Ecoinvent (base SLCA-m) déjà exprimées dans cette unité. Ce choix permet également de s'affranchir des biais liés à la masse volumique pour des unités fonctionnelles présentées par m^2 ou par résistance thermique équivalente. Le taux de chute à la mise en œuvre affecté dans les FDES à la phase de production a également été retranché pour les comparaisons. Une approche alternative consisterait à reconstruire des « FDES » à partir des données Ecoinvent (même flux de référence, même unité fonctionnelle etc.). Cette option n'a pas été retenue car elle nécessiterait un travail beaucoup plus conséquent.

5.5.1.4. Phase du cycle de vie

Les données Ecoinvent et FDES ne sont pas directement comparables en l'état. En effet, les données fournies par les industriels du bâtiment (FDES) ont été calculées sur les cinq phases du cycle de vie tandis que les données génériques Ecoinvent ne sont que des données de production. Pour cela, la base SLCA-process regroupant les procédés de transport, d'énergie et de traitement de la fin de vie permet de calculer les phases additionnelles pour les données génériques. Reconstruire des FDES à partir des

données de production des matériaux serait alors possible ; cet aspect est étudié dans la partie 8.2. Toutefois, l'étude statistique sur les contributions des phases des FDES (cf. partie 5.4.5) montre que la phase de production entraîne sur la plupart des indicateurs, en moyenne, des impacts beaucoup plus élevés que les phases de transport, mise en œuvre sur chantier et fin de vie conformément à la méthodologie de calcul des FDES. Dans cette étude, l'analyse comparative est donc menée uniquement sur la phase de production.

5.5.1.5. Valeurs de référence des données Ecoinvent et FDES

Les valeurs de référence ont été calculées à l'aide des données Ecoinvent et FDES regroupées par typologie de matériaux. Dans ce cas d'application, le travail a été conduit en majorité sur des typologies « petite maille » (cf. tableau 28). Des hypothèses ont été posées pour choisir les valeurs de référence par typologie de matériaux pour les données Ecoinvent et FDES.

Les valeurs de référence pour les FDES correspondent à la valeur moyenne par typologie de matériaux. Elles ont été présentées pour quelques flux d'émissions au chapitre 3 et pour quelques indicateurs environnementaux au chapitre 4. Les noms des FDES utilisées pour les valeurs de référence correspondent à celles disponibles en 2010 dans la base INIES. Les valeurs de référence pour les données Ecoinvent correspondent à une donnée au sein d'une typologie. Cette donnée ACV est alors supposée représentative de la typologie. Les noms des modules ACV Ecoinvent utilisés pour les valeurs de référence sont présentés en annexe 67.

À partir des valeurs de références Ecoinvent et FDES, il s'agit de déterminer l'écart qui existe entre les données FDES et Ecoinvent pour chaque indicateur d'impact et pour chaque typologie de matériaux. Pour cela, le rapport R est introduit. Il se calcule à partir du quotient entre l'indicateur de la valeur de référence Ecoinvent et celui de la valeur de référence FDES pour chaque typologie de matériaux (équation 27).

Équation 27. Formule de calcul du rapport R entre une donnée générique et une donnée EPD

$$R_{m,\,p} = \frac{I_{m,\,p\,(Générique)}}{\overline{I}_{m,\,p\,(EPD)}} = \frac{I_{valeur\ de\ référence\,(Ecoinvent)}}{I_{valeur\ de\ référence\,(FDES)}}$$

$R_{m,p}$: rapport R relatif à la catégorie d'impact m et au type de matériau p
$I_{m,p\ (Ecoinvent)}$: indicateur de la catégorie d'impact m du matériau p pour la donnée générique (par exemple Ecoinvent)
$I_{m,p\ (FDES)}$: indicateur moyen ou médian de la catégorie d'impact m du produit p de la donnée EPD (par exemple FDES)

Dans le cas où les valeurs de référence sont identiques entre les deux jeux de données, le rapport R vaut 1 (concordance parfaite de la valeur des indicateurs). Cependant, ce cas de figure se rencontre très rarement en ACV. Différentes sources de variabilités peuvent expliquer des écarts entre ces valeurs de référence. Elles peuvent être liées:

- aux hypothèses des bases de données Ecoinvent et INIES (cf. partie 5.4)
- aux hypothèses retenues pour le calcul des valeurs de référence

La prochaine partie rappelle les sources de variabilités potentielles entre ces différentes données.

5.5.1.6. Sources de variabilités entre les données Ecoinvent et FDES

Cette partie a pour objectif d'identifier les sources de variabilités possibles entre les inventaires des matériaux (Ecoinvent) et les inventaires des produits de construction (FDES). Elles sont définies à partir des éléments d'informations disponibles à l'aide de la base de données développée (SLCA). Par exemple, les métadonnées intégrées en complément des inventaires de cycle de vie peuvent servir à expliquer certaines différences ou similitudes entre ces données génériques et spécifiques. Nous précisons que ces sources de variabilités permettent de contribuer à la compréhension des écarts régulièrement observés entre bases de données ACV et logiciels d'ACV des bâtiments dans le contexte français.

L'étude des incertitudes et de la variabilité en ACV a déjà fait l'objet de nombreux travaux de recherche. Citons par exemple les travaux de Huijbregts et *al* (2001), Heijungs (1996), Weidema et Wesnes (1996), Kennedy et *al* (1996), Basson et Petrie (2007), Rousseaux et *al* (2001) ou encore Chevalier et Le Téno (1996). Ces travaux ont permis de mieux appréhender le problème des données ACV qui sont entachées d'incertitudes. Par exemple, les données Ecoinvent ou les données FDES comportent des incertitudes comme toute autre donnée ACV. Cependant, peu d'études se sont intéressées à quantifier les écarts dans les résultats d'indicateurs entre deux bases de données ACV. La compréhension de ces écarts permet de mieux interpréter les études de cas d'ACV bâtiment utilisant une base de données mixte (comme la base SLCA), c'est-à-dire s'appuyant à la fois sur des données génériques et spécifiques.

Le tableau 30 présente les sources de variabilités entre la valeur de référence Ecoinvent et FDES au niveau de la représentativité géographique, temporelle et technologique de la donnée ACV (« gate-to-gate »). Les trois premières sources de variabilités correspondent à des critères couramment utilisés dans les évaluations de qualité des données en ACV.

Tableau 30. Sources de variabilités couramment utilisées dans les évaluations qualité des données ACV

N°	Source de variabilité possible
Var_1	Représentativité géographique
Var_2	Représentativité temporelle
Var_3	Représentativité technologique

Dans la base de données SLCA, il existe d'autres sources de variabilités liées à des choix méthodologiques différents entre les données Ecoinvent et FDES. Elles sont présentées au tableau 31. Par exemple, le choix de la valeur de référence Ecoinvent et FDES (source de variabilité V4) peut entraîner un écart lié à la composition du flux de référence de l'unité fonctionnelle. Par exemple, différent type d'alliage pour les métaux (cas de l'acier), de ciment utilisé (cas du béton), de procédé de fabrication (hauts fourneaux et fours électriques dans le cas de l'acier). De même, les frontières du système (source V5), les règles de coupures et la méthode de calcul de l'inventaire (source V6), les données ACV sur les matières premières, les procédés énergétiques et de transport (source V7), les choix d'allocations des impacts (source V8), les prises en compte des énergies récupérées (source V9)

sont autant d'aspects qui peuvent être traités différemment dans les données Ecoinvent et FDES. Une autre source de variabilité (V10) concerne les hypothèses de classification des flux de la base Ecoinvent vers la base SLCA (cf. annexe 19). Enfin, des mesures spécifiques (abattement de pollution ou traitement des fumées) peuvent être mises en place par les industriels (source V11). Par exemple, quand un industriel fait des efforts de traitement de ses émissions lié au procédé de fabrication de son produit, cela constitue une variabilité « potentielle » avec la base Ecoinvent. Cette base de données générique n'est pas toujours mise à jour instantanément pour suivre la pratique industrielle. Il faut aussi rappeler que beaucoup de données Ecoinvent sont des extrapolations de données de la littérature. Par ailleurs, cet aspect est supposé ne pas correspondre aux problématiques de représentativités temporelle ou technologique puisqu'il s'agit de mesures spécifiques propres à chaque industriel.

Tableau 31. Sources de variabilités complémentaires entre les données Ecoinvent et FDES

N°	Source de variabilité possible
Var_4	Composition du flux de référence de l'unité fonctionnelle
Var_5	Frontières du système / prise en compte des infrastructures
Var_6	Règles de coupures / Méthode de détermination de l'inventaire
Var_7	Données sur les matières premières, procédés d'énergie, de transport utilisées dans l'ACV des matériaux et produits
Var_8	Méthode d'allocation des impacts liés au recyclage des matériaux
Var_9	Prise en compte des énergies récupérées en fabrication
Var_10	Hypothèses de classification des flux de la base Ecoinvent vers la base SLCA
Var_11	Mesures d'abattement de pollution / traitement des fumées

Dans ce cas d'étude, il n'existe pas de sources de variabilités liées aux facteurs de caractérisation et aux méthodes d'évaluation des impacts puisque la base SLCA utilise les mêmes hypothèses quelques soient les données Ecoinvent ou FDES (cf. chapitre 4). De même, il n'existe pas de variabilité liée au type d'inventaire (inventaire de production par rapport à un inventaire sur le cycle de vie complet) puisque le champ de l'étude est limité à la phase de production pour les deux données.

5.5.2. Résultats

5.5.2.1. Comparaison des valeurs de références Ecoinvent et FDES

Les figures 56, 57 et 58 présentent les valeurs de références Ecoinvent pour les indicateurs énergétiques (CED-NRe, PE-NRe), d'acidification (ACI) et de réchauffement climatique (GWP). Ils sont calculés à partir des hypothèses des chapitres 3 et 4 (inventaires de cycle de vie et calcul des impacts homogénéisés entre les données Ecoinvent et FDES). Les valeurs de référence des FDES encadrées de leurs écart-types, déjà présentées aux figures 43, 44, 45, sont également reportées à titre de comparaison. Les valeurs de référence Ecoinvent permettent de classer les typologies de matériaux par impact environnemental moyen croissant. Pour la consommation d'énergie non renouvelable (PE-NRe) ramenée par kilogramme d'unité fonctionnelle, le classement suivant est obtenu : polyuréthane, polystyrène, PVC, bitume, laine de verre, cuivre, acier, laine de roche, fibres-ciment, bois panneaux, bois lamellé-collé, plâtre, mortier-colle, bois massif, béton cellulaire, brique en terre cuite, laine de bois, béton et bloc béton. Le classement reste valide pour les deux autres indicateurs (acidification et réchauffement climatique) uniquement pour quelques typologies de matériaux (polyuréthane, polystyrène, laine de bois, béton et bloc béton). La comparaison avec les valeurs de référence FDES montre quelques inversions dans ces échelles de référence. Par exemple, le cuivre et l'acier ont des valeurs plus élevées que pour les FDES. Une forte différence pour la typologie cuivre sur l'indicateur d'acidification est observée, la donnée Ecoinvent étant beaucoup plus grande que la donnée FDES. À l'inverse, pour les typologies polystyrène, PVC et laine de roche, ce sont les valeurs de référence FDES qui sont plus élevées. Enfin, pour la consommation d'énergie non renouvelable, les valeurs Ecoinvent et FDES restent relativement proches pour l'ensemble des typologies de matériaux. Les annexes 68-69 présentent les valeurs de référence pour les indicateurs de consommation d'eau et ADP.

5.5.2.2. Résultats des rapports R par indicateur environnemental

Les résultats des rapports R sont présentés aux tableaux 33 et 34 pour les différents types de matériaux. Dans le cas idéal où la valeur de référence de la donnée générique correspond à celui de la valeur de référence des FDES, ce rapport est égal à 1. Pour faciliter la lecture des résultats, les rapports R sont classés en trois catégories (cf. tableau 32). Un premier intervalle contient les valeurs de R les plus proches de 1 c'est-à-dire comprises entre 0 % et 50 % d'écart. Le code couleur utilisé pour repérer ces valeurs dans les tableaux de résultats ultérieurs est le vert. Un deuxième intervalle contient les valeurs de R comprises entre 50 % et 500 % d'écart (code couleur : orange). Enfin, un troisième intervalle contient les valeurs de R supérieures à 500 %, synonyme de forte divergence entre la donnée Ecoinvent et FDES (code couleur : rouge). Le rapport R supérieur à 1 signifie que la valeur Ecoinvent est plus élevée (et inversement).

La lecture des résultats est à manier avec esprit critique. En effet, le calcul du rapport R sur de très faibles valeurs (par exemple pour les déchets de production) peut amener à une valeur très élevée quand bien même les données comparées sont excessivement faibles. C'est la raison pour laquelle la lecture des valeurs de référence (FDES et Ecoinvent) est recommandée, dans la méthodologie de comparaison de bases de données ACV. Elle permet de juger de l'importance de la valeur de R, notamment en vue d'ACV de bâtiments où les unités fonctionnelles des données ACV seront pondérées par la masse des matériaux et produits mis en œuvre (cf. chapitre 8).

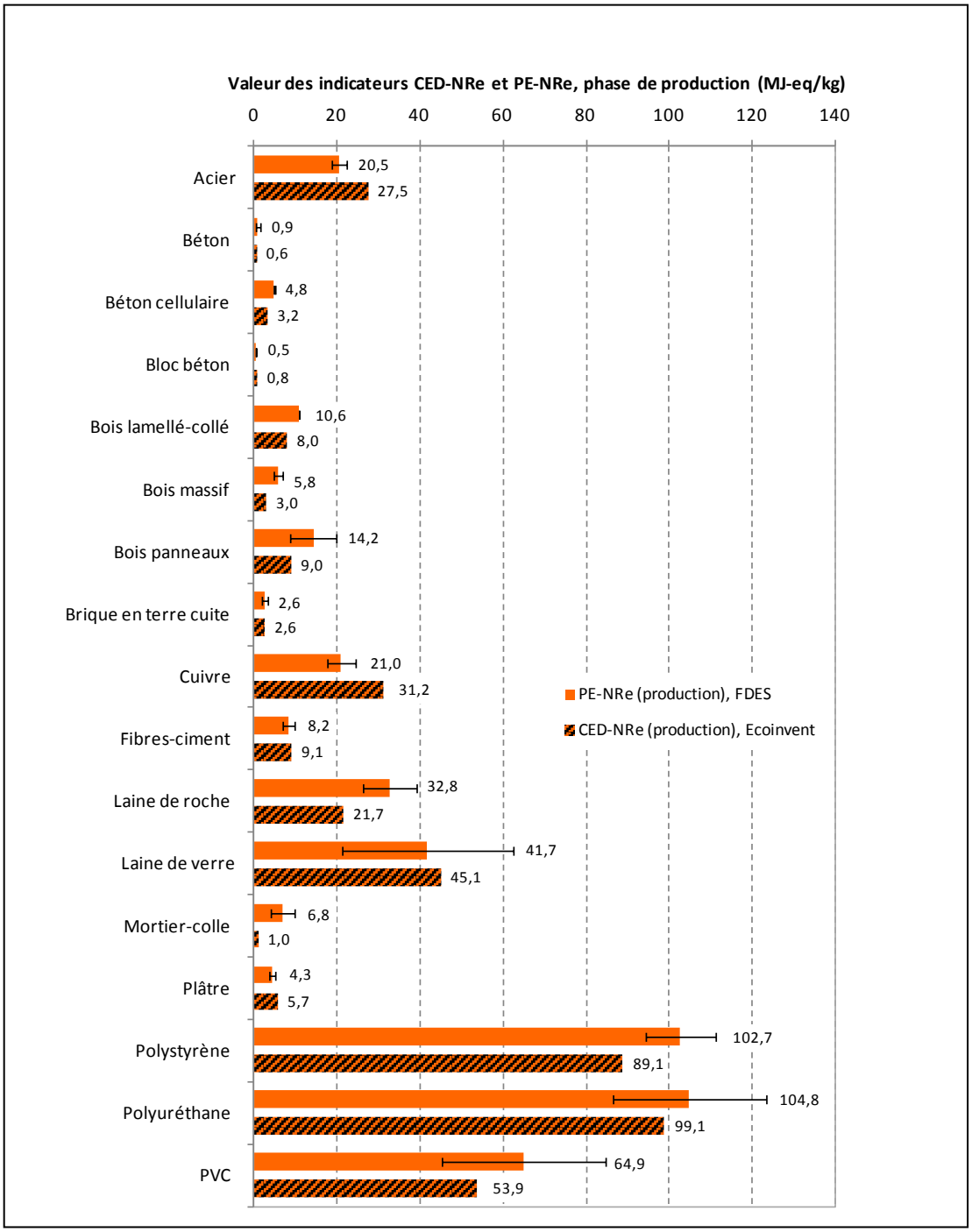


Figure 56. Valeurs de référence pour les indicateurs de demande cumulative en énergie non renouvelable (CED-NRe) à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux

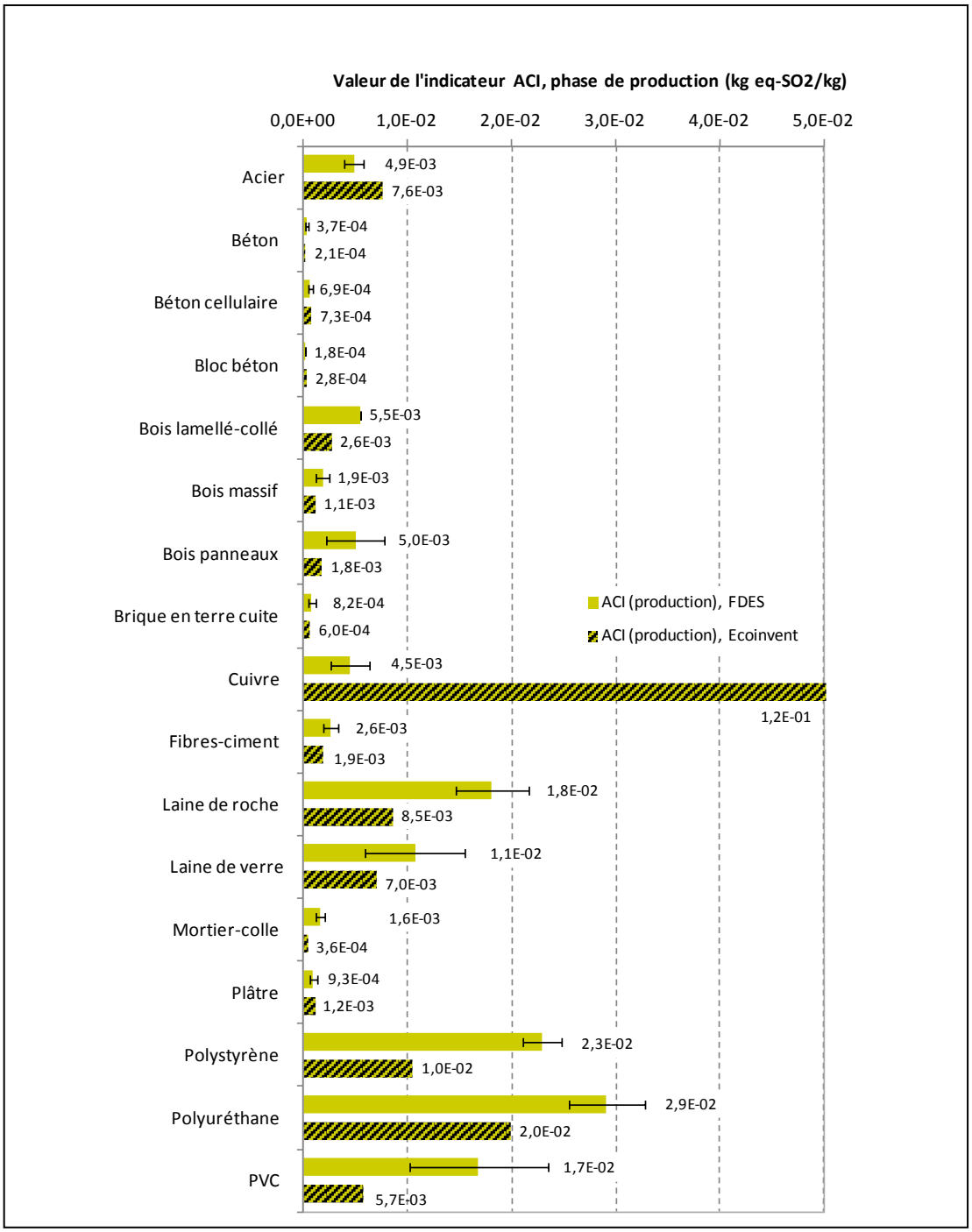


Figure 57. Valeurs de référence pour l'indicateur de potentiel d'acidification (ACI) à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux

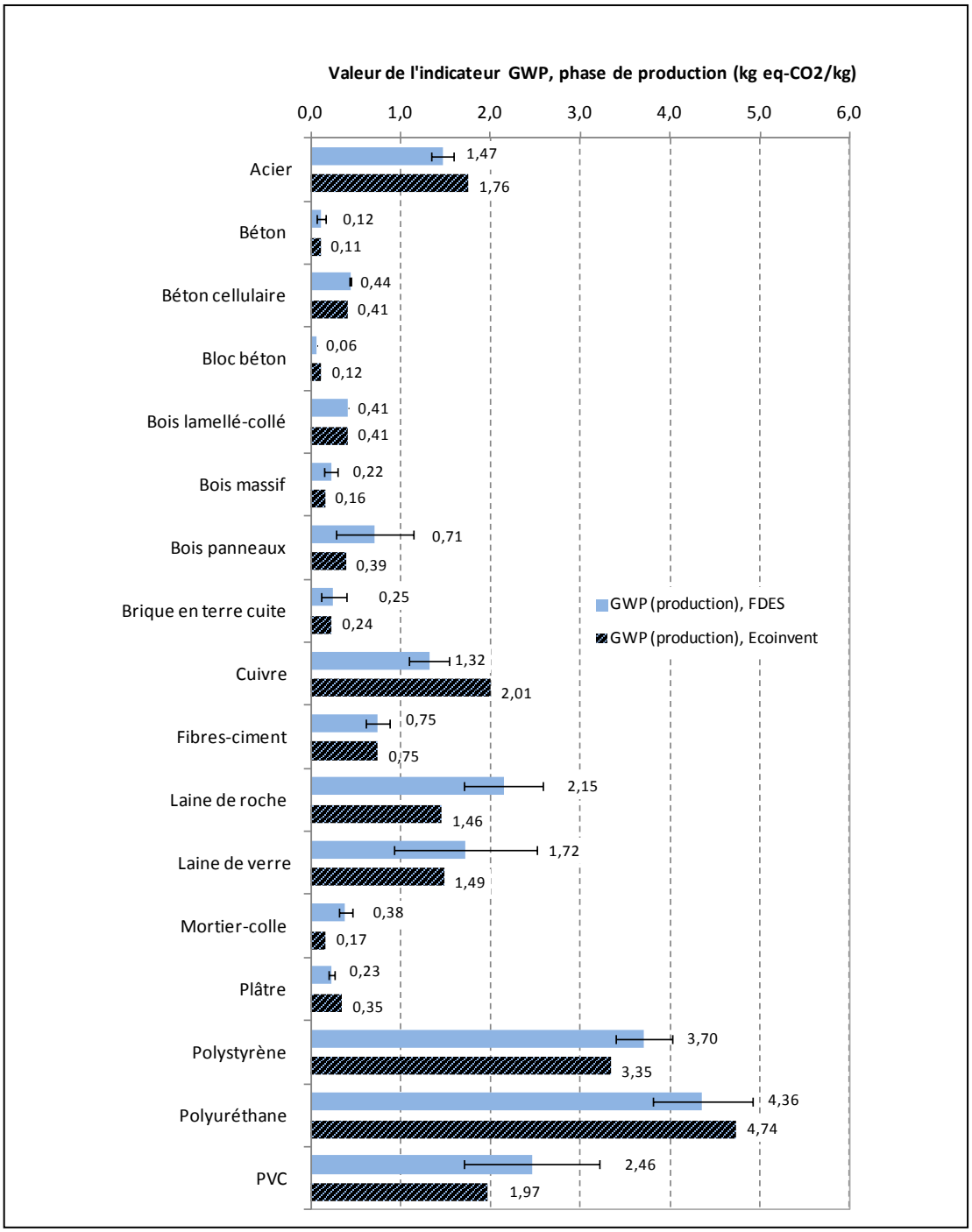


Figure 58. Valeurs de référence pour l'indicateur de potentiel de réchauffement climatique fossile à 100 ans (GWP) à partir des données Ecoinvent et FDES pour quelques typologies de matériaux

Tableau 32. Principe du code couleur pour différencier les rapports R par indicateur et par matériau

Classes pour les rapports R	**0.66 < R < 1.50**	**0.20 < R < 0.66** **1.50 < R < 5.00**	**R < 0.20** **5.00 < R**
Signification	Ecart relatif compris entre 0 et 50 %	Ecart relatif compris entre 50 % et 500 %	Ecart relatif supérieur à 500 %

Tableau 33. Rapports R calculés à partir des valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour 6 indicateurs de ressources, phase de production et 18 typologies de matériaux

Rapports R	**PE**	**PE-Re**	**PE-NRe**	**EAU**	**ADP**	**ADP Elements**
Acier	1.49	0.58	1.60	1.16	1.83	6683
Béton	0.71	0.67	0.71	3.63	0.84	60
Béton cellulaire	0.63	0.62	0.64	0.89	0.71	1.71
Bloc béton	1.53	1.08	1.60	5.25	2.04	1434
Bois lamellé-collé	0.80	0.83	0.70	0.25	0.81	0.62
Bois massif	1.15	1.32	0.47	1.28	0.83	10
Bois panneaux	1.03	1.12	0.56	0.89	0.76	14
Cuivre	1.64	6.08	1.47	1.82	1.77	25.04
Fibres-ciment	0.88	0.98	1.02	1.76	0.97	5.48
Laine de roche	0.72	0.38	0.75	2.76	0.61	1.35
Laine de verre	0.94	1.08	0.94	1.51	0.98	3.51
Mortier-colle	0.75	0.56	0.76	1.66	0.76	0.21
Plâtre	1.24	1.62	1.22	1.38	1.30	0.78
Polystyrène	0.81	0.65	0.81	0.71	0.83	0.13
Polyuréthane	0.82	0.86	0.84	1.74	0.84	4.11
PVC	0.86	0.41	0.89	0.42	0.88	>0.01
Terre cuite	0.80	0.81	1.03	0.55	1.22	471

Tableau 34. Rapports R calculés à partir des valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour 7 indicateurs d'émissions et de déchets, phase de production et 18 typologies de matériaux

Rapports R	**ACI**	**GWP**	**POCP**	**PA**	**POE**	**Dech**	**DR**
Acier	1.43	1.22	2.17	3.41	157	72	5.42
Béton	0.61	0.99	0.03	0.83	3.0	2.64	0.29
Béton cellulaire	0.86	0.92	0.38	1.01	2.7	1.24	0.68
Bloc béton	1.51	2.06	0.12	1.11	24	6.57	0.58
Bois lamellé-collé	0.48	-	0.04	0.92	23	0.72	0.25
Bois massif	0.66	0.81	0.07	0.67	14	2.88	0.27
Bois panneaux	0.51	0.79	0.11	0.40	12	6.33	0.23
Cuivre	27.62	1.53	0.32	48	5.5	7.26	0.10
Fibres-ciment	0.73	1.05	0.13	1.25	22	6.03	0.75
Laine de roche	0.45	0.69	0.11	1.58	5.6	1.01	0.42
Laine de verre	0.68	0.92	0.16	0.72	15	2.72	0.92
Mortier-colle	1.24	1.45	0.04	0.88	14	1.93	0.32
Plâtre	1.32	1.51	0.13	3.83	25	1.76	0.66
Polystyrène	0.46	0.91	<0.01	0.19	5.4	0.47	<0.01
Polyuréthane	0.66	1.02	0.02	0.80	121	0.68	0.43
PVC	0.32	0.87	0.05	0.37	7.2	0.18	<0.01
Terre cuite	0.86	1.29	0.20	1.37	46	2.61	0.52

Les résultats des rapports R permettent de constituer des groupes d'indicateurs en fonction de leur variabilité entre les deux bases de données (Ecoinvent et FDES). Les écarts les plus importants sont, dans la mesure du possible, reliés aux différentes variabilités définies aux tableaux 30 et 31. Trois groupes ont été définis à partir des rapports R moyens calculés pour chaque typologie de matériaux. Le tableau 35 présente les rapports R moyens et médians dans le cas du premier groupe. Il contient les indicateurs d'énergie primaire (PE, PE-NRe), d'épuisement de ressources (ADP) et de réchauffement climatique (fossile) à 100 ans (GWP). Les rapports R varient de 0.84 et 1.1 (soit des écarts relatifs inférieurs ou égaux à 20 %). Il s'agit des indicateurs les plus concordants entre les valeurs de référence Ecoinvent et FDES.

Tableau 35. Rapport R global pour l'ensemble des données Ecoinvent et FDES des 18 typologies de matériaux pour le premier groupe d'indicateurs

Indicateurs	R_{moyen}*	$R_{médian}$*
Energie primaire totale (PE)	**0.99**	**0.86**
Energie non renouvelable (PE-NRe)	**0.94**	**0.84**
Epuisement de ressources (ADP)	**1.1**	**0.84**
Réchauffement climatique (GWP)	**1.1**	**1.0**

** calculé à partir des rapports R moyens des 18 typologies de matériaux (cf. tableaux 33 et 34)*

Pour le deuxième groupe d'indicateurs, les rapports R globaux sont de moins en moins concordants entre les valeurs de référence Ecoinvent et FDES. Les indicateurs de consommation d'eau (EAU), d'acidification (ACI), de pollution de l'air (PA) et de déchets radioactifs (DR) ont des rapports moyens ou médians qui vont de 0.66 ($R_{médian}$ pour l'indicateur d'acidification) à 3.9 (R_{moyen} pour l'indicateur de pollution de l'air). Ces résultats correspondent à des écarts relatifs compris entre 47 % et 390 %. Les rapports pour l'indicateur de consommation d'eau varient de 0.17 pour le bois-lamellé-collé à 5.25 pour le bloc béton. Ils sont systématiquement supérieurs à 1, à l'exception de six types de matériaux (bois lamellé-collé, PVC, terre cuite, polystyrène, béton cellulaire, bois panneaux). Les résultats pour l'indicateur de pollution de l'air (PA) montrent un profil partagé. Pour dix types de matériaux, le rapport R est compris entre 0 et 50 %. À l'inverse, la valeur maximale est pour le cuivre, avec un rapport égal à 48 (soit 4800 % d'écart). Les rapports R sont ensuite supérieurs à 50 % pour les typologies suivantes : laine de roche, bois panneaux, PVC, polystyrène, acier et plâtre. Les résultats de l'indicateur de déchets radioactifs (DR) sont partagés entre des rapports R élevés (> 5) ou faibles (< 0.20) comme par exemple pour l'acier (5.27), le cuivre (0.10), le polystyrène (< 0.01) ou le PVC (< 0.01) et de nombreux types de matériaux ayant un rapport R compris entre 0.20 et 5. Puisque cet indicateur est sensible au mix électrique, nous supposons que les types de matériaux ayant une faible valeur, correspondent à des modules Ecoinvent valables pour la Suisse. Cette hypothèse est valide pour certains matériaux comme le béton qui est produit nationalement. En revanche, cette piste ne suffit pas à expliquer les écarts obtenus sur le cuivre ou les plastiques qui sont des moyennes européennes. Pour l'acier, la substitution de la valeur de référence (acier faiblement allié) par une autre donnée ACV acier (100 % recyclée) permet de diminuer le rapport mais ne permet pas de le ramener à une valeur proche de 1. Le rapport est uniquement ramené à 3.56.

Tableau 36. Rapport R global pour l'ensemble des données Ecoinvent et FDES des 18 typologies de matériaux pour le deuxième groupe d'indicateurs

Indicateurs	R_{moyen}*	$R_{médian}$*
Consommation d'eau (EAU)	1.6	1.4
Acidification (ACI)	2.4	0.66
Pollution de l'air (PA)	3.9	0.92
Déchets radioactifs (DR)	0.70	0.42

** calculé à partir des rapports R moyens des 18 typologies de matériaux (cf. tableaux 33 et 34)*

Enfin, un troisième groupe est composé des indicateurs de formation d'ozone photochimique (POCP), d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP Elements), de pollution de l'eau (POE) et de déchets éliminés (Dech). Ces indicateurs présentent systématiquement des écarts au moins supérieurs à 50 % et bien souvent supérieurs à 500 % notamment pour les rapports moyens. Le rapport médian vaut par exemple 4.1 pour l'indicateur ADP Elements, mais 323 pour la pollution de l'eau (POE). Pour ce dernier indicateur, le rapport R est très fréquemment supérieur à 10 (tableau 37). Cet écart s'explique par une valeur très différente des composés chlorés et des métaux non spécifiés émis dans l'eau. Seules les valeurs de ces deux flux diffèrent fortement entre les deux bases de données. À ce stade, il semble que les inventaires Ecoinvent soient probablement mieux documentés sur ces flux d'émissions dans l'eau que les FDES publiées jusqu'à ce jour (2010). Il peut aussi y avoir eu des erreurs d'agrégation dans la base SLCA (source de variabilité Var_10). Des disparités existent également entre les valeurs moyennes et médianes. Par exemple, le rapport R moyen de l'indicateur ADP Elements vaut 510 alors que le rapport R médian vaut 4.1 traduisant une très forte variance de l'échantillon de données. Cet écart s'explique par les rapports R excessivement élevés pour certaines typologies comme l'acier (6683) et le bloc béton (1432), la moyenne étant plus sensible que la médiane aux valeurs extrêmes.

Tableau 37. Rapport R global pour l'ensemble des données Ecoinvent et FDES des 18 typologies de matériaux pour le troisième groupe d'indicateurs

Indicateur	R_{moyen}*	$R_{médian}$*
Formation d'ozone photochimique (POCP)	0.24	0.11
Epuisement de ressources non énerg. (ADP Elements)	513	4.1
Pollution de l'eau (POE)	29	25
Déchets éliminés (inertes, non dangereux, dangereux)	6.9	2.6

** valeur moyenne ou médiane des rapports R des 18 typologies de matériaux (cf. tableaux 33 et 34)*

Dans le calcul des rapports R, l'indicateur POCP correspond uniquement au flux d'hydrocarbures non spécifiés caractérisés à l'aide du facteur médian 0.41 établi au tableau 18 (POCP 1F). Pour chaque type de matériau, le rapport entre la donnée générique et la médiane FDES est, à l'exception de l'acier, inférieur à 1. Pour l'acier, la valeur de ce rapport atteint 2.17. Ces résultats permettent de montrer que les flux élémentaires agrégés dans le flux d'hydrocarbures non spécifiés de la base SLCA ne sont probablement pas identiques entre les inventaires des FDES et les inventaires des données Ecoinvent

(source de variabilité Var_10). Pour ces derniers, ils s'appuient sur la procédure CLASI. Dans le cas des FDES, aucune règle de classification précise n'a pu être trouvée, à l'exception du Vadémeccum de l'AIMCC récemment publié (AIMCC, 2009). L'indicateur POCP, dans la base SLCA, se calcule également à l'aide des flux de dioxyde de soufre (SO_2), oxydes d'azote (NO_x), monoxyde de carbone (CO) et méthane (CH_4). La figure 59 présente la répartition des contributions des flux entre les valeurs de référence Ecoinvent et FDES. L'écart sur les hydrocarbures non spécifiés mis en évidence dans les rapports R (2.17 pour l'acier), est également visible sur cette figure. Cependant, ce flux n'est pas le plus important. Les dioxydes de soufre et le monoxyde de carbone fossile déterminent l'indicateur POCP de manière plus importante. Ce constat est valable pour l'ensemble des matériaux et permet de relativiser l'écart constaté sur cet indicateur (POCP).

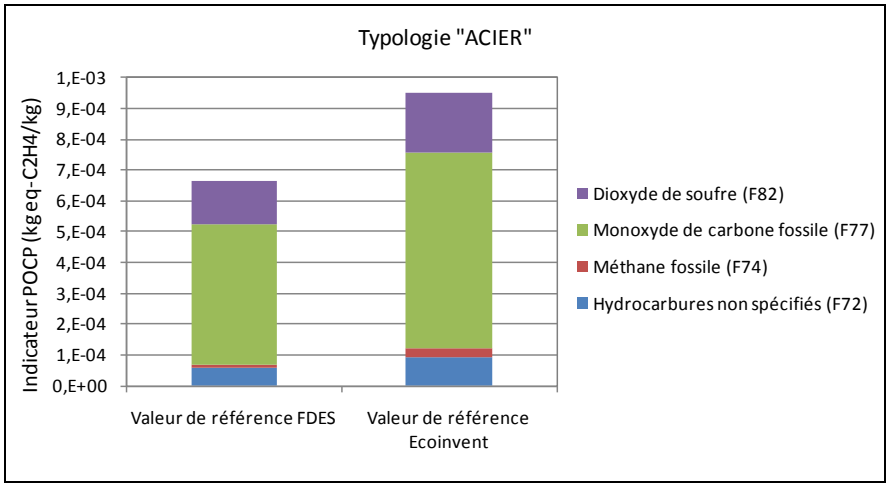


Figure 59. Contribution des flux d'émissions dans l'air pour l'indicateur de formation d'ozone photochimique (POCP) pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour la typologie acier, phase de production

Finalement, il est plutôt cohérent de constater que les rapports R moyens et médians pour les indicateurs liés à l'énergie non renouvelable restent proches de 1. Ces indicateurs semblent en effet moins variables entres les bases de données ACV que les autres indicateurs (deuxième et troisième groupes). Toutefois, il existe pour chaque indicateur, des rapports R pour certaines typologies de matériaux qui peuvent être très différents des rapports R à l'échelle de toutes les typologies de matériaux.

5.5.2.3. Résultats des rapports R par typologie de matériaux

Les résultats des rapports R par typologie de matériaux sont présentés dans les tableaux 33 et 34. Les résultats sont, dans la mesure du possible, reliés aux sources de variabilités définies aux tableaux 30 et 31. De manière générale, l'ensemble des types de matériaux peut être soumis à la variabilité géographique (Var_1). En effet, les données Ecoinvent sont soit représentatives de la situation suisse soit de la situation européenne. Il existe donc potentiellement des écarts dans les valeurs d'impacts. Cependant, cette variabilité est difficile à quantifier. En première approche, les différences sur les données sur les procédés énergétiques (mix électrique) et les distances de transports peuvent expliquer une partie des écarts notamment pour les matériaux produits localement (exemple béton, brique). De

manière analogue, la composition du flux de référence (Var_4), la prise en compte des infrastructures (Var_5), les règles de coupures (Var_6), et les données ACV sur les matières premières, énergie et transport ou « background data » (Var_7) peuvent expliquer une partie de l'écart sur les valeurs de référence. Ces sources de variabilités sont cependant difficilement quantifiables. Dans les prochains paragraphes, les écarts les plus significatifs sont mis en relation avec des sources de variabilités pour les types de matériaux suivants : acier, béton, bloc béton, bois, cuivre et plâtre.

Pour la typologie acier, les résultats montrent pour l'indicateur de déchets, des valeurs de rapports R allant de 0.18 pour le PVC à 72 pour l'acier. Certains écarts peuvent s'expliquer assez facilement à partir de la donnée générique choisie pour la comparaison. Par exemple, pour la typologie acier, la valeur de référence de la base de données générique produit 7.5 kg de déchets de production (dangereux, non dangereux et inertes). Cet acier correspond à de l'acier faiblement allié (mix de production européen). Or, la valeur de référence des FDES en acier génère seulement 0.10 kg de déchets de production. L'analyse des FDES sur les produits en acier fournies par l'Office Technique pour l'Utilisation de l'Acier (OTUA) montre qu'elles s'appuient sur des données ACV sur les matières premières de WorldSteel (2008). Elles sont calculées en intégrant un impact évité lié à la boucle de recyclage de l'acier en fin de vie (cf. figure 23). En remplaçant la valeur générique d'acier faiblement allié par la donnée sur l'acier recyclé (filière four électrique) de la base Ecoinvent, l'indicateur de déchets n'est plus que de 0.26 kg, réduisant sensiblement l'écart avec la valeur de référence des FDES. Pour ce matériau et pour l'indicateur de déchets, la source de variabilité jugée influente est donc la méthode d'allocation des impacts des sous-produits (Var_8). Pour les autres types de matériaux, les rapports R pour l'indicateur de déchets sont compris entre 0.18 et 4. Il n'est alors pas toujours nécessaire de chercher à les expliquer, puisque la masse de déchets éliminés en production est souvent de l'ordre du gramme. Une étude similaire serait, par contre, utile à mener pour la phase de fin de vie. Le rapport R de l'acier pour l'indicateur ADP Elements est de 6763. À l'image de l'indicateur de déchets, il y a un biais entre les deux valeurs de référence. Le changement de la valeur Ecoinvent (acier faiblement allié) par de l'acier 100 % recyclé fait chuter le rapport à R à 28. L'écart persistant peut ensuite être expliqué par la prise en compte des infrastructures de production dans le cas des données Ecoinvent (cf. tableau 10). Pour la typologie acier, il existe également une variabilité liée au procédé additionnel présent dans les EPD ou FDES, contrairement aux données ACV sur des matériaux semi-finis. Par exemple, les FDES intègrent le procédé de mise en forme des poutrelles ou des éléments de bardages, contrairement à la valeur de référence Ecoinvent (définie sur un matériau semi-fini).

Pour la typologie béton, le rapport R est de 0.71 ce qui amène à un écart inférieur à 50 %. Les données FDES publiées sur le béton viennent du Syndicat National sur le Béton Prêt à l'Emploi (SNBPE) et du Centre d'Etudes et de Recherche sur le Béton (CERIB). Dans cette analyse, seul le béton prêt à l'emploi (BPE) est considéré. La donnée générique ne prend pas en compte dans l'indicateur d'énergie primaire totale les énergies récupérées à partir d'un stock de matières recyclées. Or, la plupart des FDES en béton conformément à la norme NF P01-010 intègre cette énergie récupérée. À titre d'illustration, le tableau 38 présente la valeur de consommation d'énergie, du béton prêt à l'emploi français, récupérée auprès du Syndicat National pour le Béton Prêt à l'Emploi (SNBPE) et la valeur de référence Ecoinvent. La comparaison montre, pour cet indicateur, qu'il existe une variabilité sur les énergies et matières récupérées lors de la fabrication du clinker, la base Ecoinvent ne les intégrant pas dans sa version informatique. Ecoinvent reporte 1476 MJ/m^3 contre 1752 MJ/m^3 pour la donnée

SNBPE. Il y a 341 MJ/m^3 d'énergie récupérée dans le processus de fabrication du béton de la base Ecoinvent qui n'est pas numérisée. La nouvelle valeur Ecoinvent est donc égale à 1808 MJ/m^3, ce qui réduit l'écart avec les données FDES. La source de variabilité « prise en compte des énergies récupérées » (Var_9) permet donc d'expliquer la majeure partie de l'écart entre les données Ecoinvent et FDES. Les sources de variabilités sur le béton peuvent ensuite provenir du dosage en ciment entre la valeur de référence Ecoinvent et FDES. Ce point sera discuté plus loin (analyse de variabilité des données génériques). De manière analogue, elle peut provenir de la variabilité propre aux usines de production du ciment. Une étude menée en parallèle de ce travail a, par exemple, permis d'identifier les paramètres influençant l'impact environnemental de la production de ciment français (Chen et *al*, 2010b). Dans ce chapitre, il est, tout de même, intéressant de montrer qu'un simple choix méthodologique (règle de coupures sur les énergies récupérées) entraîne un écart de 15 % sur le résultat final de l'indicateur du béton prêt à l'emploi, qui reste une matière première utilisée dans tout type de bâtiment.

Tableau 38. Influence de la prise en compte des énergies récupérées issues d'un stock, phase de production

Béton prêt à l'emploi* (1 m^3)	Ecoinvent	FDES à partir de la donnée SNBPE	FDES dont énergies récupérées
Energie primaire totale (MJ-eq/m^3)	1467	1752	257

** masse volumique : 2385 kg/m3*

Pour la typologie bloc béton, le rapport R est égal à 1.53. La consommation d'énergie primaire vaut 0.8 MJ/kg pour la donnée générique et 0.4 MJ/kg pour la FDES collective. Une analyse de sensibilité supprimant l'infrastructure de production ou modifiant le mix électrique (mix allemand par défaut) n'a pas permis de réduire cet écart. À l'inverse, la récupération d'énergie à partir d'un stock lors de la fabrication du ciment conduit à légèrement augmenter la valeur de l'indicateur pour la donnée Ecoinvent, ce qui ne va pas dans le sens de la réduction de cet écart. Le procédé de fabrication du bloc béton (donnée générique) semble avoir un impact environnemental plus élevé. Il serait utile d'approfondir l'analyse (étude du rapport méthodologique de la FDES collective).

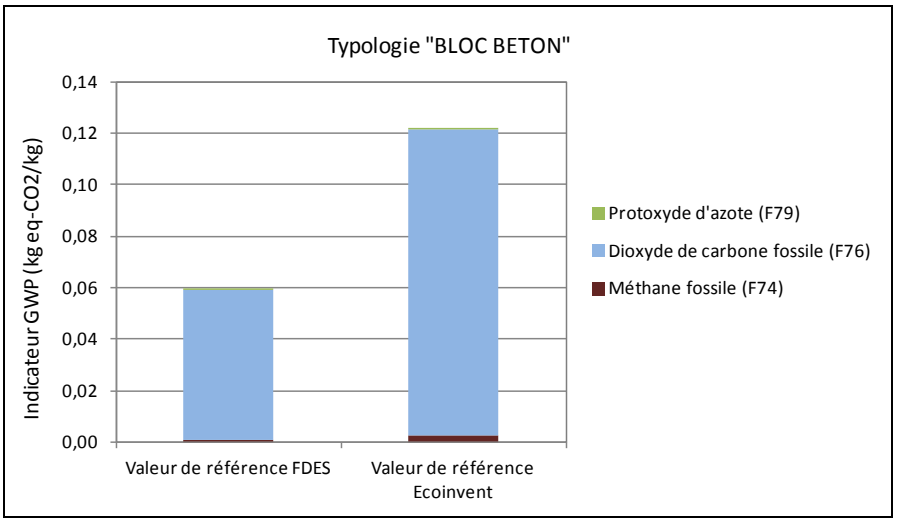


Figure 60. Détail des flux d'émissions dans l'air contribuant à l'indicateur de réchauffement climatique (GWP) pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour la typologie bloc béton, phase de production

Dans le cas des typologies bois panneaux, bois lamellé-collé et bois massif, le rapport R pour l'indicateur d'énergie non renouvelable varie de 0.47 à 0.70. Les valeurs de référence FDES sont donc systématiquement plus élevées. Plusieurs sources de variabilité peuvent être avancées. Dans la méthodologie des FDES, il est précisé que les procédés de fabrication des produits en bois utilisent de l'énergie récupérée à partir de déchets de bois issus d'un stock. Cette énergie récupérée est égale à 14.5 MJ-eq/kg d'énergie renouvelable consommée. Cependant, ce recyclage énergétique se produit à l'intérieur des frontières du système de produit et ne peut correspondre à une énergie en provenance d'un stock en dehors du système. Une deuxième explication concerne la méthode d'allocation des impacts des co-produits générés pendant la fabrication. Les données FDES précisent que 100 % des impacts sont alloués aux produits bois. Cette méthodologie permet d'être conforme avec la méthode des stocks, c'est-à-dire que son coefficient d'allocation $K_{A,\ sortant}$ est nul (cf. équation 7). D'après Werner et *al* (2007), l'allocation des différents co-produits de la fabrication du bois est réalisée à l'aide d'une allocation économique dans la base Ecoinvent. Le coefficient d'allocation ($K_{A,\ sortant}$) est donc compris entre 0 et 1. Cette source de variabilité (Var_8) constitue une piste parmi d'autres pour expliquer l'écart constaté. Toutefois, il ne s'agit pas de la seule possibilité. Un procédé de fabrication (séchage ou cuisson) moins efficient pour les données spécifiques (FDES) peut aussi être une explication de cet écart. Il serait alors utile de connaître plus en détails les hypothèses méthodologiques de l'inventaire de production des FDES consignées dans des rapports méthodologiques, à ce jour confidentiels.

La figure 61 présente les contributions des flux d'émissions dans l'air pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour la typologie « cuivre ». La valeur Ecoinvent est 27 fois plus élevée que la valeur FDES. L'analyse de la contribution des flux de l'indicateur d'acidification montre que les dioxydes de soufre sont principalement responsables de cet écart. Même en remplaçant la valeur de référence Ecoinvent (cuivre, moyenne européenne) par la donnée ACV sur le cuivre 100 % recyclé, le rapport R pour l'indicateur acidification reste supérieur ou égal à 4 (soit 400 % d'écart). L'écart ne peut donc s'expliquer uniquement par le taux d'incorporation de matières recyclées (source de variabilité Var_8). Il y a probablement d'autres facteurs qui rentrent en compte. Il serait intéressant de mieux cerner les procédés unitaires qui sont responsables de cet écart.

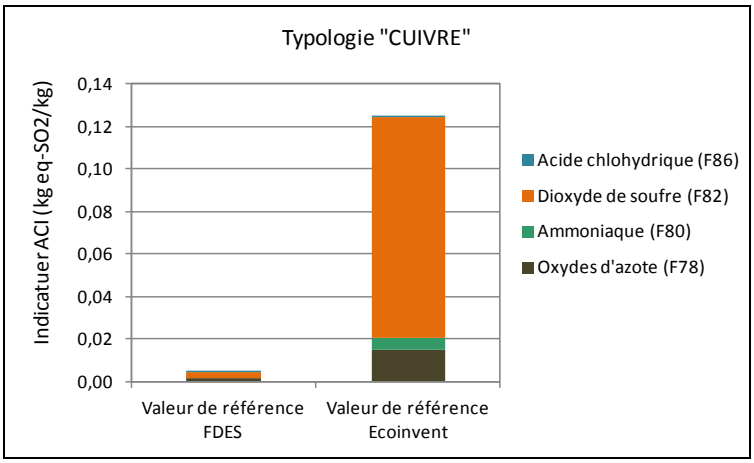


Figure 61. Détail des flux d'émissions dans l'air contribuant à l'indicateur d'acidification (ACI) pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES pour la typologie cuivre, phase de production

La figure 62 présente les contributions des flux d'émissions dans l'air pour les valeurs de référence Ecoinvent et FDES sur les plaques de plâtre. Ce résultat montre que le flux de poussières non spécifié (F81) est quatorze fois plus élevé dans l'inventaire de production de la donnée générique Ecoinvent. Ce flux caractérisé vaut 41.6 m^3/kg contre 3.2 m^3/kg pour la valeur de référence FDES. Cet écart peut être mis en relation avec le procédé de fabrication du plâtre. Des poussières sont émises lors de l'étape d'extraction du gypse dans la carrière, puis lors de la phase de cuisson et enfin lors du séchage à l'usine. Différentes explications peuvent être avancées. Le procédé de fabrication peut être plus émetteur de poussières dans la base Ecoinvent que pour les données des industriels. Cette hypothèse renvoie à la source de variabilité Var_11 concernant les mesures d'abattement de pollution et traitement des fumées. Les industries françaises du plâtre semblent notamment avoir commencé à réduire leurs émissions de poussières (Lafarge, 2010). D'un autre côté, les inventaires des FDES concernant ce flux sont peut être de moins bonne qualité. Par exemple, les industriels ont parfois du mal à collecter des données précises sur les émissions au niveau des carrières (Chevalier, 2010). Une troisième hypothèse avancée concerne l'agrégation des trois flux élémentaires de poussières de la base Ecoinvent (< 2.5 µm, compris entre 2.5 et 10 µm, > 10 µm). Les FDES n'inventorient peut-être pas tous les diamètres de particules (source de variabilité Var_10). Dans ce contexte, la mise à disposition des rapports méthodologiques des FDES seraient souhaitables pour mieux cerner l'origine de cet écart.

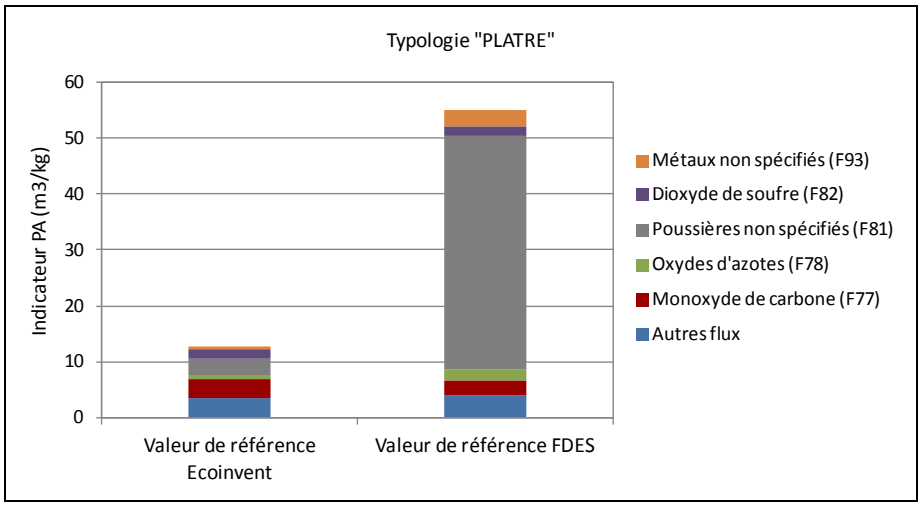


Figure 62. Détail des flux d'émissions dans l'air contribuant à l'indicateur de pollution de l'air (PA) pour la donnée Ecoinvent et la médiane des données FDES pour la typologie plâtre, phase de production

Un travail plus approfondi serait nécessaire par typologie de matériau, ce qui est en dehors de l'objectif de ce chapitre. Néanmoins, la mise à disposition des rapports méthodologiques des données FDES (généralement confidentiels) serait souhaitable pour réellement comparer les hypothèses de calcul ACV entre ces deux types de données.

5.6. Analyse de la variabilité des données Ecoinvent et FDES par typologie de matériaux

5.6.1. Variabilité des données génériques de la base Ecoinvent

La variabilité des données génériques au sein des typologies de matériaux peut s'expliquer par de multiples facteurs dont la version de la base de données Ecoinvent (version 1.0, 1.3, 2.0), la composition du flux de référence des différentes données Ecoinvent au sein d'une typologie. Dans cette partie, la variabilité de l'impact environnemental est discutée pour les typologies de matériaux qui comportent au moins 2 à 3 données ACV dans la base SLCA-m. Dans un deuxième temps, la variabilité de la donnée générique est analysée suite à un changement d'hypothèses méthodologiques dans le cas de la donnée ACV sur le plâtre.

5.6.1.1. Variabilité liée à la composition du flux de référence

L'étude de la variabilité de l'impact environnemental est conduite pour les typologies de matériaux de la base SLCA-m composées d'au moins 2 données Ecoinvent différentes. C'est notamment le cas de l'acier, de l'aluminium, du béton, du bois et du cuivre. Des éléments d'explication de cette variabilité sont présentés pour ces 5 typologies.

Dans le cas de la typologie « acier », les données génériques Ecoinvent correspondent à de l'acier recyclé, non allié (correspondant à de l'acier de ferraillage), faiblement allié, galvanisé et fortement allié (chromé). La figure 63 présente le nuage de points représentant ces 5 données génériques pour les indicateurs de demande cumulative en énergie non renouvelable (CED-NRe) et de réchauffement climatique (GWP). Le coefficient de variation (CV), correspondant au quotient de l'écart-type sur la valeur moyenne, pour la typologie « acier », est ainsi de 75 % et 78 % pour ces deux indicateurs. Elle traduit une forte variation des indicateurs parmi les 5 données génériques. Les autres indicateurs sont également très variables. L'indicateur de déchets éliminés en production varie de 0.8 à 8.3 kg/kg (CV = 81 %), tandis que l'indicateur d'acidification est compris entre 0.002 et 0.027 kg eq-SO_2/kg (CV = 138 %). Ces fortes variations peuvent s'expliquer notamment par le taux d'incorporation d'acier recyclé (filière arc électrique). En effet, l'acier recyclé a des valeurs d'indicateurs systématiquement plus faibles que, par exemple, l'acier faiblement allié. En complément, le type d'alliage utilisé joue un rôle, l'acier fortement allié étant le plus impactant. Concernant la valeur de référence de la typologie acier, il pourrait être utile de déterminer les volumes de production et d'utilisation de ces différents aciers pour le secteur de la construction. Par exemple, l'acier chromé n'est pas beaucoup utilisé dans le bâtiment comparativement à l'acier de ferraillage. Une autre solution serait de construire des valeurs de référence pour ces 5 aciers et non pas pour la typologie acier. Cependant, ce type de travail est en dehors du périmètre de cette étude. Ces résultats permettent néanmoins de servir de points de repère pour les modélisations d'ACV de bâtiments (aide au choix de la donnée ACV sur l'acier).

Pour la typologie « aluminium », les 3 données ACV intégrées dans la base SLCA correspondent au mix européen, à l'aluminium vierge et recyclé. Le coefficient de variation est très élevé pour l'ensemble des indicateurs et notamment CED et GWP. Il va de 48 à 83 %. L'énergie non renouvelable varie de 22 à 160 MJ-eq/kg pour l'aluminium recyclé et vierge tandis que le mix de

production européen se situe entre les deux à 113 MJ-eq/kg. Le principal paramètre qui explique cette variabilité de la consommation d'énergie est le contenu recyclé (ou taux d'incorporation).

Dans le cas de la typologie « béton », les données Ecoinvent utilisées dans l'outil d'ACV de bâtiment EQUER ne comportent qu'un type de béton (« concrete normal, at plant »). Cette donnée correspond à une valeur moyenne suisse des bétons prêts à l'emploi. Toutefois, le béton peut avoir différentes formulations en fonction de son application. Par exemple, dans la base Ecoinvent, il existe d'autres données ACV sur le béton prêt à l'emploi, avec notamment le béton de fondation (dosé à 330 kg de ciment CEM III) ou le béton de propreté dosé à 150 kg de ciment CEM II. La figure 63 présente le nuage de points représentant ces 3 données génériques pour les indicateurs de demande cumulative en énergie non renouvelable (CED-NRe) et de réchauffement climatique (GWP). Les valeurs sont présentées par m^3, les masses volumiques étant égales à 2380 kg/m^3, 2385 kg/m^3 et 2190 kg/m^3. Le coefficient de variation (CV) pour la typologie « béton », est ainsi de 28 % et 40 % pour ces deux indicateurs. Les autres indicateurs ont des coefficients compris entre 5 % et 40 %. Les valeurs de coefficients de variation parmi les 3 données génériques peuvent s'expliquer majoritairement par le dosage en ciment et le type de ciment, différents. La valeur de référence considérée dans l'étude précédente (cf. partie 5.5) est donc celle qui a l'impact environnemental le plus élevé. Néanmoins, le volume de production du béton prêt à l'emploi pour un usage courant représente 55 % de la production suisse, comparé aux 2 % du béton de fondation (Kellenberger et *al*, 2007). Cette valeur de référence semble la plus adéquate pour cette typologie. Malgré tout, il serait intéressant de collecter les chiffres pour la situation française entre ces différentes formulations de bétons.

Dans le cas de la typologie « bois panneaux », les données Ecoinvent utilisées dans l'outil d'ACV de bâtiment EQUER ne comportent que trois données ACV : panneaux de particules, contreplaqué à usage intérieur et extérieur. En complément, d'autres données de la base Ecoinvent ont été collectées dans la base SLCA pour évaluer la variabilité de la typologie de matériaux : le panneau OSB, le panneau de fibres et le panneau de fibres densité moyenne (MDF). La figure 63 présente le nuage de points représentant ces 6 données génériques pour les indicateurs CED-NRe et GWP. Les valeurs vont de 9.0 à 20.2 MJ-eq/kg (CED-NRe) et de 0.39 à 1.00 kg eq-CO_2/kg (GWP). Les coefficients de variation sont de 25 et 30 % respectivement. Les autres indicateurs ont des coefficients compris entre 20 % et 75 %. Les valeurs de coefficients de variation parmi les 6 données génériques peuvent s'expliquer par le type de matières premières (bois dur ou tendre) et de procédés (séchage à l'air ou au four) utilisés ainsi que leur usage. Par exemple, la donnée ACV sur le panneau de contreplaqué (usage extérieur) a 30 % de plus d'émissions de gaz à effet de serre en raison des traitements de surface nécessaire.

Pour la typologie « cuivre », les 3 données ACV intégrées dans la base SLCA correspondent au mix européen, au cuivre vierge et au cuivre recyclé. Pour les données sur le cuivre, le coefficient de variation est faible pour les indicateurs CED-NRe, GWP. Il varie de 5 à 7 %. Il est, en revanche, beaucoup plus élevé pour des indicateurs comme l'acidification ou les déchets ultimes (de 76 à 87 %).

Il existe également une variabilité liée au type de matériau dans le cas par exemple du polystyrène (extrudé, expansé et en mousse). Il a déjà été montré que le polystyrène extrudé est responsable de l'émission de CFC (cf. partie 4.6.2), ce qui n'est pas le cas du polystyrène expansé ou en mousse.

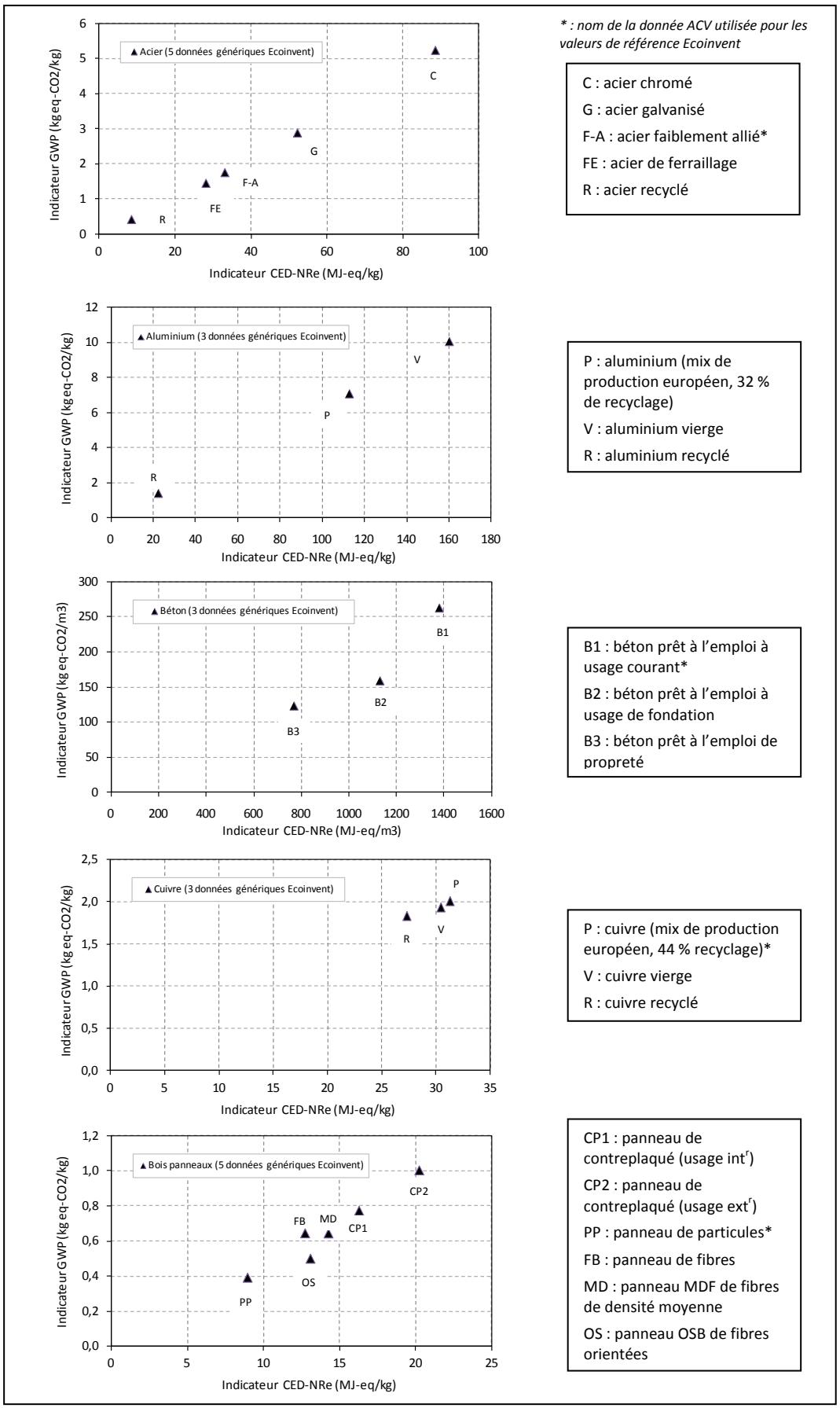


Figure 63. Nuage de points représentant l'indicateur de réchauffement climatique (GWP) en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour les typologies acier, aluminium, béton, bois, cuivre

5.6.1.2. Variabilité liée à un changement d'hypothèses méthodologiques

La donnée ACV sur la plaque de plâtre est utilisée en exemple pour illustrer la sensibilité des valeurs des indicateurs suite à un changement d'hypothèses méthodologiques. Dans cet exemple, l'indicateur de demande cumulative en énergie est considéré. Deux modifications sont effectuées sur le mix électrique (passage d'un mix suisse à un mix français) et sur les infrastructures de production (supprimées dans le deuxième cas). Ces deux paramètres permettent d'évaluer les sources de variabilités Var_5 et Var_7 (cf. tableau 31) sur cet exemple de matériau. Ces deux paramètres permettent également d'entamer une procédure de contextualisation de la donnée Ecoinvent pour améliorer sa représentativité pour le contexte français et selon la méthodologie de calcul des FDES (qui autorise la suppression des infrastructures). Pour cela, l'inventaire de production de la plaque de plâtre a été calculé sous le logiciel SimaPro d'abord à l'aide du mix électrique français, puis en retirant les infrastructures de production. Les résultats obtenus sont présentés figure 64.

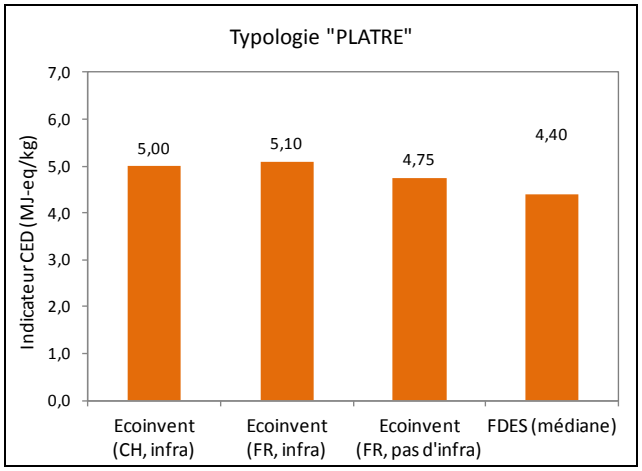


Figure 64. Variabilité des résultats pour l'indicateur d'énergie primaire totale pour la production du plâtre

Les résultats montrent, à partir de la valeur de l'indicateur CED égal à 5.0 MJ-eq/kg, une très légère augmentation lorsque le mix électrique suisse est remplacé par le mix français. Puis, la suppression de l'infrastructure de production, qui permet d'être homogène avec la méthodologie des FDES, amène à une valeur de 4.75 MJ-eq/kg. Il est intéressant de remarquer, sur cet exemple, que la donnée générique n'est pas figée. Comme toute donnée ACV, le résultat n'est que le reflet d'une série d'hypothèses qui doit être les plus représentatives d'un contexte d'étude. Dans le cas du plâtre, la valeur contextualisée reste toujours supérieure à la valeur de référence des FDES, mais elle est maintenant située dans la barre d'erreur (écart-type).

5.6.2. Variabilité industrielle des données FDES

La variabilité industrielle mise en évidence dans les chapitres précédents (cf. figures 33-36, 43-45) et dans ce chapitre (cf. figures 56-58) peut s'expliquer par de multiples facteurs : variabilité des procédés de fabrication en fonction des différents producteurs, variabilité du contenu du flux de référence, différences de méthodologie de calcul. Ces variabilités sont discutées dans la suite pour quelques typologies de matériaux.

5.6.2.1. Variabilité des procédés de fabrication en fonction des différents producteurs

La variabilité des données FDES peut être liée à des différences de procédés de fabrication. À titre d'illustration, la figure 65 montre les résultats obtenus à partir des quatre inventaires de production de briques de terre cuite française. La donnée générique de la base Ecoinvent est également reportée. Ce résultat est cohérent d'un point de vue de la plausibilité des données spécifiques. En effet, la donnée « gate-to-gate » de la brique de terre cuite générique est une moyenne de 12 usines de production de briques de terre cuite situées en Allemagne, Suisse et Autriche. Quant aux 4 données FDES, il s'agit de données FDES collectives réalisées par le Centre Technique des Matériaux Naturels de Construction (CTMNC). Ce sont donc également des données moyennes, puisque qu'elles ont été collectées à partir de plusieurs fabricants français. À la différence de la donnée Ecoinvent, elles présentent quatre profils différents avec une consommation d'énergie primaire variant de 1.4 à 3.6 MJ-eq/kg. De même, les émissions de gaz à effet de serre varient de 0.07 à 0.44 kg-eq CO_2/kg. La valeur moyenne de la brique en terre cuite à partir des FDES est sensiblement équivalente à la donnée générique de la base Ecoinvent pour les deux indicateurs. Ce résultat montre que les données du procédé de fabrication collectées dans trois pays européens (Allemagne, Autriche, Suisse) ne semblent pas avoir une différence significative avec la donnée française. Par contre, ces résultats illustrent l'intérêt des 4 FDES spécifiques pour les phases de conception détaillée. Ce choix devra toutefois s'effectuer par un bilan environnemental global du bâtiment, prenant en compte la thermique du bâtiment en parallèle de l'impact environnemental des seuls produits de construction.

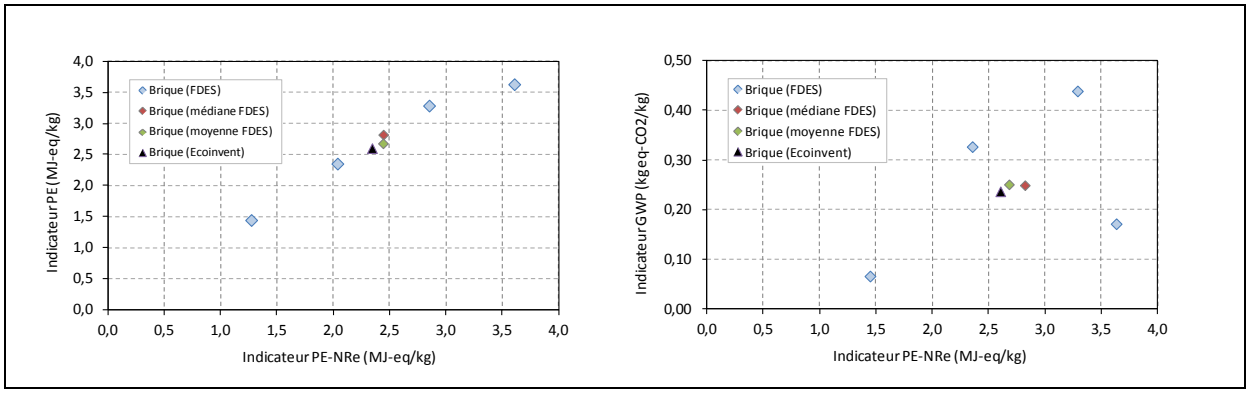


Figure 65. Illustration de la variabilité des données spécifiques (FDES) par rapport à la donnée générique (Ecoinvent) pour la brique en terre cuite

La variabilité des FDES en fonction des différents industriels est également visible sur les figures 66 à 69 dans le cas des typologies plaques de plâtre et laine de verre. Par exemple, les FDES sur les laines de verre correspondent aux données des fabricants ECOPHON, ISOVER, KNAUF, URSA, tandis que les données sur les plaques de plâtre proviennent des fabricants KNAUF, LAFARGE et PLACO. Il serait utile d'approfondir la part de variabilité liée au procédé de fabrication par la consultation des rapports méthodologiques des FDES.

5.6.2.2. Variabilité du contenu du flux de référence

Cet aspect a déjà été évoqué au chapitre 3 entre les donnés Ecoinvent et FDES. Au sein de chaque typologie de matériaux, le contenu du flux de référence de l'unité fonctionnelle peut différer en fonction de l'application de chaque produit de construction dans le bâtiment. Par exemple, les produits d'isolation ont des conditionnements différents en fonction de leur usage : en vrac, en rouleaux ou en panneaux. Dans certains cas, les produits d'isolation comme les laines de verre ont des surfaçages différents (voile de polyester, voile de verre, bitume, etc.). Etant donné que l'impact environnemental de ces matériaux complémentaires n'est pas le même, ils peuvent expliquer une partie de la variabilité observée quand la donnée est ramenée par kilogramme d'unité fonctionnelle (cf. figures 66-69). Cette variabilité est alors fonction de l'épaisseur des produits d'isolation. Ainsi, un produit utilisé en isolation acoustique (généralement de faible épaisseur) sera plus sensible à ces surfaçages que des produits aux épaisseurs plus élevées. La variabilité du contenu du flux de référence peut également s'expliquer par le taux de chute à la mise en œuvre. Ce taux de chute a été retiré de l'impact de la phase de production, dans les résultats présentés dans ce chapitre, dans la mesure où il s'agit plus d'un problème de mise en œuvre. Toutefois, les FDES de la base INIES ont une variabilité en fonction des hypothèses retenues par fabricant et par usage. Dans une majorité de cas, le taux de chute est nul. Dans d'autre cas, il est égal à 5 % pour les produits d'isolation.

5.6.2.3. Variabilité liée à des différences de méthodologie de calcul ACV

Il peut exister parmi les données FDES des différences de méthodologie de calcul ACV. Par exemple, les industriels n'utilisent pas forcément les mêmes hypothèses sur les distances de transport ou les types de matières premières pour la phase de production. Cet aspect reflète la diversité des approvisionnements. Le mode de calcul peut aussi être différent entre les fabricants. Même si la norme NF P01-010 précise des règles communes de modélisation, un certain nombre de degré de liberté subsiste. Pour évaluer cette variabilité plus en détails, il serait opportun de consulter les rapports méthodologiques des FDES sur les principales familles de produits analysées dans ce chapitre.

5.6.2.4. Variabilité des données FDES et corrélations entre indicateurs

La variabilité des données FDES peut également être analysée par analyse de corrélation au sein de chaque typologie de matériaux. Dans la suite, la relation qui existe entre l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) et les autres indicateurs pour chaque typologie de matériaux des FDES (base

SLCA-p) est présentée. Les résultats sont seulement présentés pour une partie des types de matériaux (les plus nombreux). L'objectif est de montrer, à l'aide de nuages de points et de calculs de coefficients de corrélation, l'existence de relations linéaires parmi les différents indicateurs d'évaluation de l'impact environnemental des produits de construction. Ce travail peut contribuer à utiliser un ensemble réduit d'indicateurs pour évaluer l'impact environnemental par exemple en phase amont des projets de bâtiments. Les résultats sont présentés graphiquement pour deux types de matériaux qui possèdent un nombre élevé d'occurrences dans la base SLCA : la laine de verre (88 FDES) et le plâtre (45 FDES). Le coefficient de corrélation (cor) entre les deux variables (en x et y) évalue ensuite la dépendance pour ces deux matériaux ainsi que pour le mortier-colle, le PVC, le polystyrène et le polyuréthane. Le coefficient de corrélation se calcule à partir du coefficient de covariance entre deux variables x et y, correspondant dans notre cas à deux indicateurs (équation 28). Les figures 66 à 69 présentent les nuages de points obtenus pour ces deux types de matériaux. Les nuages de points des données spécifiques sont représentés au côté de la donnée spécifique pour chaque indicateur, permettant de faire un lien avec la partie précédente. Les coefficients de corrélation entre l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) et les autres indicateurs environnementaux pour les 6 types de matériaux fortement représentés dans la base SLCA-p (cf. tableau 28) sont présentés dans la prochaine partie.

Le tableau 39 présente les coefficients de corrélation déterminés pour chaque couple d'indicateur et de matériaux (les plus représentés). Les valeurs des coefficients de corrélation confirment l'analyse visuelle des nuages de points, à savoir qu'il semble exister des relations linéaires plus ou moins fortes entre l'indicateur PE-NRe et certains autres indicateurs (la majeure partie des coefficients de corrélations est supérieure à 0). Par exemple, les indicateurs d'énergie primaire (PE), d'épuisement de ressources (ADP), de réchauffement climatique (GWP) semblent être les plus liés à l'énergie non renouvelable (PE-NRe) que les indicateurs de flux de matières comme les matières récupérées (CMR), les déchets mis en stock (STO), ou de déchets éliminés (Dech). De même, des singularités sont à noter par type de matériaux : la corrélation est élevée pour le mortier-colle entre les indicateurs d'acidification (ACI) et d'énergie non renouvelable (cor = 0.96), tandis que la dépendance est beaucoup moins élevée pour le plâtre (cor = 0.32). Le choix de considérer l'indicateur PE-NRe comme indicateur de référence est discuté au chapitre suivant (cf. partie 6.5.1). L'intérêt pour l'aide à la conception peut alors résider en la simplification de l'évaluation environnementale des projets. En phase esquisse, il peut être intéressant de se fixer sur un nombre réduit de critères.

Équation 28. Formule de calcul du coefficient de corrélation entre deux indicateurs x et y

$$cor = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \sigma_y} = \frac{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \overline{x})(y_i - \overline{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n}(x_i - \overline{x})^2 \sum_{i=1}^{n}(y - \overline{y})^2}} = \frac{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i . y_i - \sum_{i=1}^{n} x_i \cdot \sum_{i=1}^{n} y_i}{\sqrt{n \cdot \sum_{i=1}^{n} x_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} x_i\right)^2} \cdot \sqrt{n \cdot \sum_{i=1}^{n} y_i^2 - \left(\sum_{i=1}^{n} y_i\right)^2}}$$

σ_{xy} : coefficient de covariance entre deux indicateurs x et y
σ_x : écart-type de l'indicateur x ; σ_y : écart-type de l'indicateur y
r : coefficient de corrélation entre les indicateurs x et y

Suite à cette étude des coefficients de corrélation pour chaque type de matériau, ce travail sera étendu, au prochain chapitre, à l'ensemble des données Ecoinvent et FDES de la base SLCA. Ce changement d'échelle permettra de mettre en évidence des résultats généraux pour les 500 matériaux et produits de construction (cf. chapitre 6).

Tableau 39. Coefficients de corrélation, phase de production, échantillon de matériaux

FDES (base de données SLCA-p)		**Coefficients de corrélation (cor) pour 6 typologies de matériaux**					
Phase de production	Unités	laine de verre	plâtre	mortier-colle	polystyrène	PVC	polyuréthane
PE	MJ-eq / kg	0.98	0.96	1.00	1.00	0.99	0.89
PE-Re	MJ-eq / kg	0.53	0.45	0.62	0.59	0.28	-0.46
EAU	L-eq / kg	0.59	0.60	0.73	1.00	0.54	0.92
ADP	kg eq-Sb / kg	0.79	0.87	1.00	0.99	0.89	1.00
ADP Elements	kg eq-Sb / kg	0.17	0.56	0.62	0.36	0.05	0.39
CMR	kg / kg	-0.24	0.39	0.19	-0.61	-0.61	0.99
ACI	kg eq-SO_2 / kg	0.68	0.32	0.93	0.96	0.64	0.99
GWP	kg eq-CO_2 / kg	0.78	0.84	0.67	0.99	0.85	0.99
POCP	kg eq-C_2H_4 / kg	0.80	0.79	0.58	0.53	0.58	0.79
PA	m^3 / kg	0.62	0.50	0.83	0.98	0.59	0.98
POE	m^3 / kg	0.41	0.82	0.37	0.97	0.37	0.41
DI	kg / kg	0.56	0.55	0.49	0.96	0.59	0.94
DR	kg / kg	0.80	0.42	0.54	0.28	0.04	-0.58
STO	kg / kg	0.00	0.50	0.13	0.68	-0.20	-0.67

5.6.3. Synthèse

L'étude de la variabilité des données Ecoinvent et FDES suit une approche simplifiée basée sur l'analyse par famille de matériaux des données ACV existantes. Elle avait pour objectif de montrer que les valeurs de référence choisies pour les comparaisons ne sont qu'un exemple de l'impact environnemental de la typologie de matériaux. Dans le cas de l'acier, l'impact environnemental est lié au type d'alliage et au contenu recyclé de chaque donnée. Pour le plâtre, la modification du mix électrique suisse par le mix français ou la suppression des infrastructures faire varier la valeur de référence Ecoinvent, mais ne la modifie pas de manière significative. (5 % au maximum). Dans un second temps, l'étude des FDES a montré une variabilité industrielle qui peut s'expliquer par plusieurs facteurs (type de fabricants, flux de référence et hypothèses ACV). Il serait maintenant utile d'approfondir la variabilité industrielle des FDES par fabricants et par usages. Dans le cas des laines de verre, elle conduirait au calcul de valeur moyenne par fabricant et par usage.

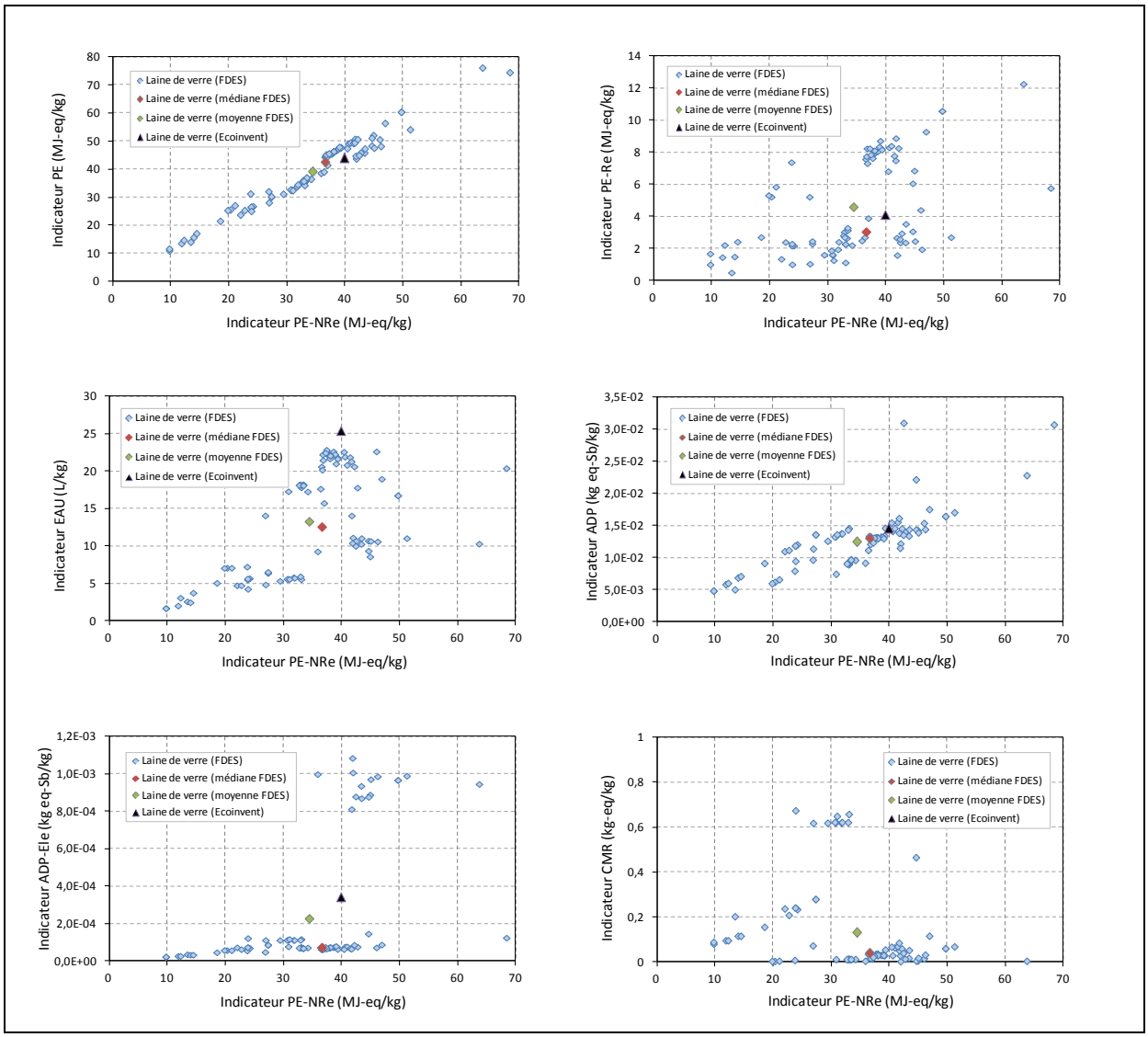


Figure 66. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la laine de verre à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p)

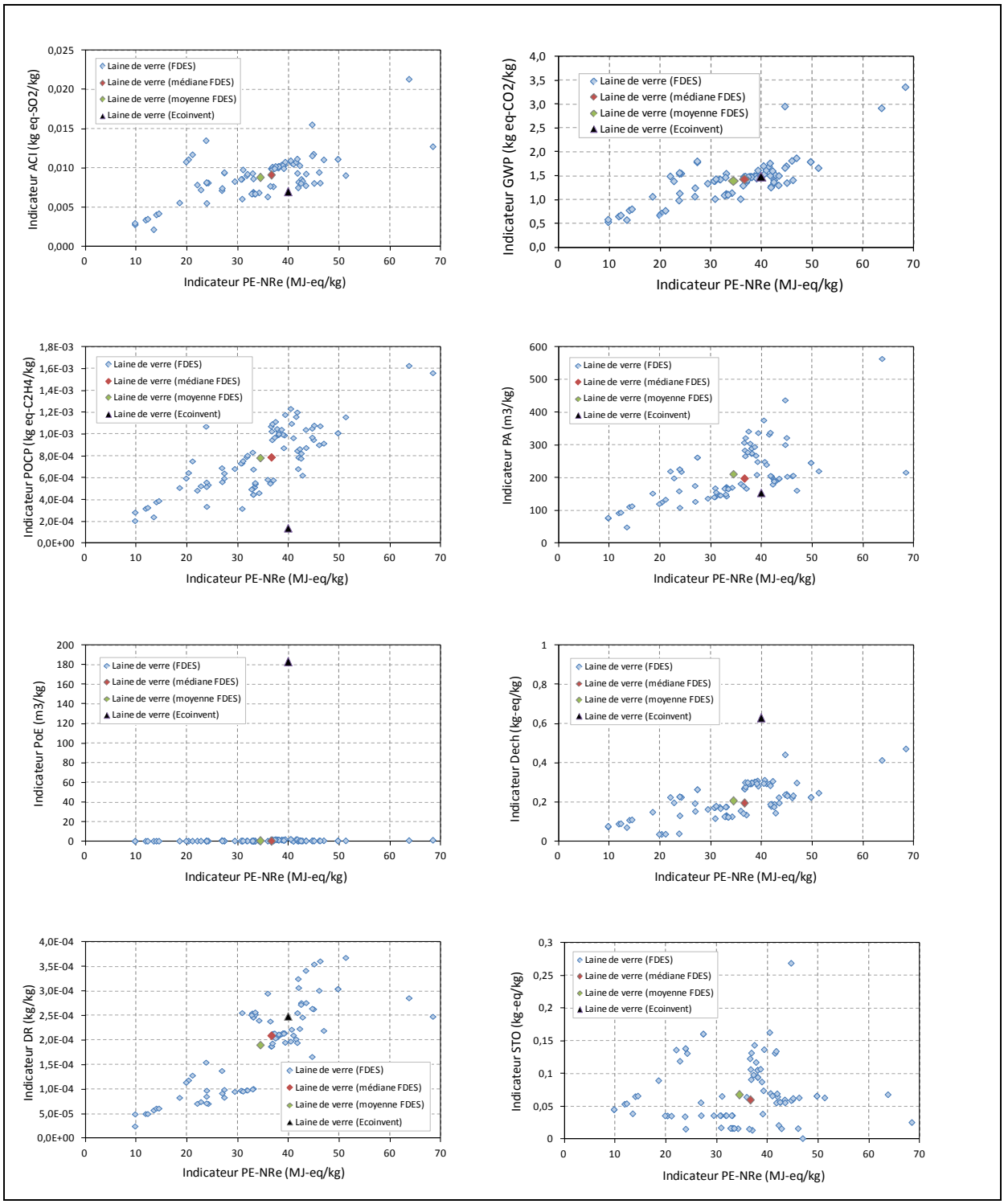


Figure 67. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux d'émissions entrant de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la typologie « laine de verre » à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p)

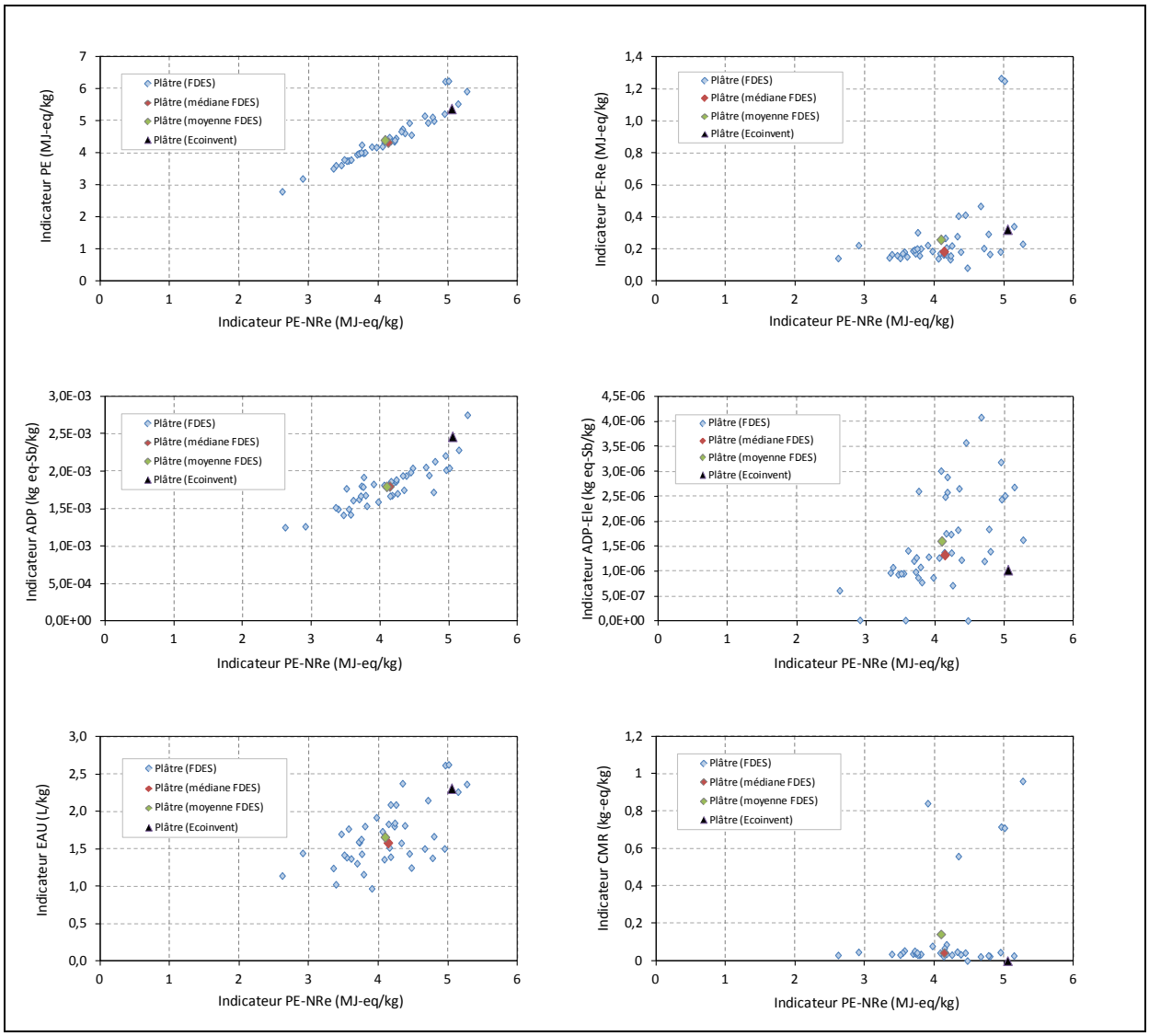


Figure 68. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux entrants de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la typologie « plâtre » à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p)

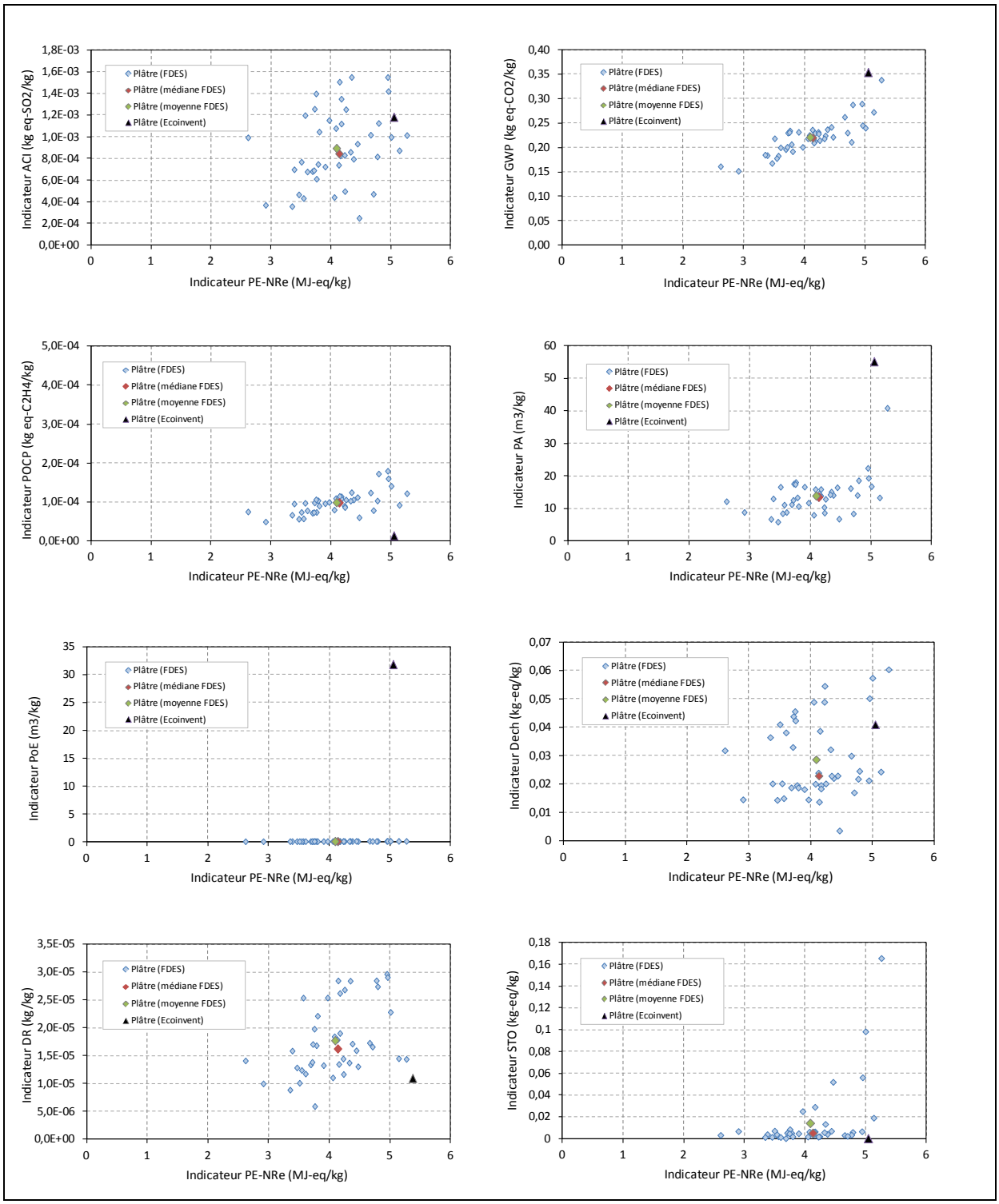


Figure 69. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux sortants d'émissions et de déchets en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la typologie « plâtre » à partir des données Ecoinvent (bases SLCA-m) et FDES (base SLCA-p)

5.7. Discussions des résultats

La comparaison des hypothèses méthodologiques des bases de données Ecoinvent et INIES (cf. partie 5.4) a montré des différences sur l'origine des données du procédé de fabrication (« gate-to-gate »). Dans le cas des FDES, elles sont systématiquement fournies par un industriel (cas d'une déclaration individuelle) ou plusieurs industriels (cas d'une déclaration collective). Dans le cas des données Ecoinvent, elles peuvent être soit issues de la littérature ou de rapport environnemental, soit fournies par des industriels (cas des données sur le ciment). L'étude des ACV sur les procédés énergétiques a également montré que les données Ecoinvent et DEAM sur le mix électrique français sont très similaires pour l'indicateur de changement climatique (24 et 26 g eq-CO_2/MJ). Une mise à jour de la donnée DEAM (en 2005) entraîne toutefois une augmentation de la valeur à 32 g eq-CO_2/MJ. Cet écart est plus élevé que celui observé entre les valeurs des bases DEAM (2002) et Ecoinvent (version 2.0), ce qui illustre la difficulté de l'exercice de comparaison de données ACV. Malgré tout, ce travail préliminaire a permis d'avoir une meilleure compréhension des hypothèses des bases de données amont (« background database ») utilisées dans les ACV de matériaux ou de produits de construction. Le format actuel des données FDES (« cradle-to-grave ») a ensuite permis de décomposer les inventaires de cycle de vie en cinq étapes. Une étude des contributions relatives des phases du cycle de vie a confirmé que la phase de production reste prédominante dans l'impact environnemental des produits de construction selon la méthodologie de calcul des FDES. Ce travail préliminaire a permis de justifier le choix de la phase de production pour la comparaison des données Ecoinvent et FDES dans la suite du travail.

La deuxième partie de chapitre a présenté une comparaison des valeurs de référence Ecoinvent et FDES par typologie de matériaux. Des rapports entre ces valeurs de référence ont été déterminés pour la phase de production. Les résultats comparatifs des données Ecoinvent et FDES pour les indicateurs d'énergie primaire (PE, PE-NRe), d'épuisement de ressources (ADP), de réchauffement climatique fossile à 100 ans (GWP) sont les plus concordants (écart relatif inférieur ou égal à 50 %). Pour les autres indicateurs (par exemple l'acidification ou la pollution de l'air), la concordance des données est de moins en moins bonne. Dans le cas de l'indicateur de pollution de l'eau, c'est même l'ensemble des matériaux qui a un écart de plus de 500 % entre les valeurs de référence Ecoinvent et FDES. Les écarts (rapports R) sur les valeurs de référence Ecoinvent et FDES peuvent s'expliquer par de nombreuses sources de variabilités. Des différences au niveau de la qualité des mises à jour des bases de données amont (« background database ») peuvent expliquer ces écarts. En effet, pour la plupart des FDES publiées en 2010, la base de données DEAM a été utilisée pour modéliser les procédés amont (« upstream processes »), tandis que les données Ecoinvent s'appuient sur les ACV des matières premières et des procédés d'énergie ou de transport de la base Ecoinvent. De même, ces écarts peuvent s'expliquer par des spécificités nationales au niveau des procédés de fabrication des matières premières ou des procédés énergétiques (cas du mix électrique entre la Suisse et la France). Concernant la variabilité liée à la méthode d'allocation des impacts, des différences importantes ont été reportées dans le cas des métaux (par exemple pour le cuivre). Toutefois, il reste difficile de statuer sur le rôle que joue chaque source de variabilité dans les rapports R obtenus par typologie de matériaux et par catégorie d'impact. Un travail plus poussé conditionné par la mise à disposition des rapports méthodologiques des industriels dans le cas des FDES permettrait de disposer de plus d'information sur la collecte des données, les choix des données ACV sur les matières premières, ainsi

que sur les scénarii de transports. De même, la mise à disposition de rapports méthodologiques sur les ACV des procédés de la base DEAM serait souhaitable. Ce travail comparatif à l'échelle de quelques typologies de matériaux entre les bases Ecoinvent et INIES est donc une première contribution à la compréhension des écarts entre différentes bases de données ACV utilisées dans un contexte national (cas de la situation française avec les outils d'ACV bâtiment EQUER et ELODIE). Les analyses comparatives présentées dans ce chapitre se sont basées uniquement sur les données ACV disponibles jusqu'en 2010 dans les deux logiciels (EQUER et ELODIE). Dans le cas d'EQUER, la typologie « bois panneaux » ne contient par exemple que deux données ACV : une sur le panneau de particule et une autre sur le contreplaqué. Or, la base Ecoinvent contient également des données ACV sur le panneau en OSB, le panneau en MDF (« medium density fiber ») et les panneaux de fibres. À l'inverse, la valeur de référence des FDES a été établie à partir des FDES fournies par le FCBA jusqu'en 2010. Cette valeur moyenne prend donc en compte des données sur les panneaux OSB, MDF qui ne sont pas disponibles dans l'outil d'ACV bâtiment EQUER en 2010.

Les résultats de ce chapitre comportent également des limites relatives au calcul des valeurs de référence, à la notion de typologie de matériaux et au contenu du flux de référence des FDES ramené par kilogramme d'unité fonctionnelle. Dans ce chapitre, une valeur de référence correspond à une valeur supposée représentative de la typologie de matériaux considérée. Elle est fonction du niveau d'échantillonnage ou d'agrégation des données. Par exemple, pour la typologie acier, le module d'acier faiblement allié a été supposé représentatif de la typologie. Il s'agit d'un choix arbitraire qui est tout de même justifié par le fait que cet acier est couramment utilisé dans la construction. Cependant, ce choix n'est pas l'unique possibilité. Il aurait été possible par exemple de calculer une valeur moyenne pour la base Ecoinvent à partir de l'ensemble des données ACV de la typologie concernée (acier recyclé, acier non allié, acier de ferraillage, acier faiblement allié, acier inoxydable et acier fortement allié). Ce choix, rendu nécessaire pour simplifier les analyses comparatives, renvoie à la limite principale de cette étude utilisant le concept de « typologie de matériaux » et de « valeurs de référence ». Pour affiner ces analyses comparatives, il conviendrait de séparer certaines typologies de matériaux comme les aciers ou les bétons. Ce travail permettrait de comparer des données identiques (par exemple un acier remplissant une fonction équivalente et ayant un même flux de référence) et d'isoler uniquement la variabilité liée par exemple aux données ACV sur les matières premières ou sur les scénarii de transport. Les résultats comparatifs sont également entachés de la variabilité relative au contenu du flux de référence. L'expression des résultats par kilogramme du flux de référence entraîne la prise en compte, pour les FDES, non seulement d'un produit principal généralement identique à celui de la donnée Ecoinvent, mais également des produits complémentaires et des emballages de distributions (palettes en bois).

Afin de mieux comprendre la différence des valeurs d'impacts au sein de chaque typologie de matériaux, une étude de la variabilité des données Ecoinvent et FDES a été entamée. L'analyse des valeurs d'impacts des différentes données Ecoinvent disponibles pour les typologies acier, béton, bois, cuivre et aluminium ont permis de montrer la variabilité de l'impact environnemental au sein de chaque typologie. De même, les résultats ont montré que la valeur générique Ecoinvent est sensible à la modification d'hypothèses méthodologiques. Dans le cas des données FDES, il existe une variabilité non négligeable pour certaines typologies comme les laines de verre ou les plaques de plâtre. Cette variabilité industrielle peut s'expliquer par plusieurs facteurs. Elle peut être liée au type

de produits considéré. Les FDES individuelles correspondent à des épaisseurs, à des usages (en vrac, en rouleaux, en panneaux) et à des applications (thermiques ou acoustiques) différentes. La valeur moyenne des FDES ramenée par kilogramme d'unité fonctionnelle intègre donc tous ces cas d'application différents (contrairement à la donnée Ecoinvent). Il est donc essentiel, lorsque deux jeux de données ACV sont calculés de manières différentes, d'évaluer la variabilité par typologie de matériaux. Ce cas de figure est d'ailleurs de plus en plus fréquent avec l'apparition des données EPD.

En l'absence de fortes différences entre les valeurs de référence Ecoinvent et FDES, la valeur moyenne des FDES est centrée au milieu du nuage de points au côté de la donnée Ecoinvent. En effet, les données par type de matériau sont distribuées autour d'une valeur moyenne ou médiane qui peut être considérée comme représentative de l'impact environnemental de ce type de matériau. À titre d'illustration, la figure 70 présente les résultats obtenus pour la laine de verre. Ce résultat montre la plausibilité de la valeur moyenne des FDES par rapport à la donnée générique Ecoinvent par cet indicateur (GWP).

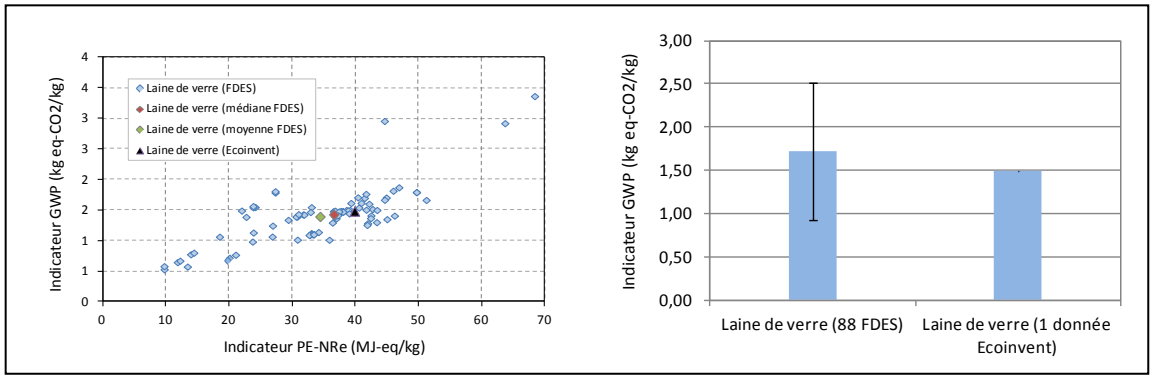


Figure 70. Illustration de la plausibilité de la valeur moyenne des FDES par rapport à la donnée générique Ecoinvent pour la laine de verre, indicateur de réchauffement climatique (GWP)

Il serait alors possible de remplacer la donnée Ecoinvent par la valeur moyenne des FDES en phases amont des projets de conception de bâtiment pour le contexte français. Toutefois, les données FDES doivent être étudiées plus précisément pour vérifier qu'elles couvrent un nombre suffisant de fabricants (volume de production couvert). À ce stade, les contributions de ce chapitre et des précédents (chapitres 3, 4) ont permis d'établir des fiches par typologie de matériaux. Ces fiches reprennent les principales métadonnées de la base SLCA et les principaux résultats (rapport R, nuages de points etc.). Les fiches SLCA par typologie de matériaux qui peuvent être réalisées permettent de fournir une aide au choix des données et de documenter la variabilité observée sur la phase de production par kilogramme d'unité fonctionnelle. Les annexes 70 et 71 présentent un exemple dans le cas de la typologie « bois panneaux ».

5.8. Synthèse du chapitre

Dans ce chapitre, une méthodologie générale de comparaison de bases de données ACV a été appliquée sur les données Ecoinvent et FDES. L'analyse comparative a été conduite à trois niveaux : comparaison des hypothèses méthodologiques, comparaison des valeurs d'indicateurs d'impacts par typologie de matériaux et analyse de la variabilité de ces données au sein d'une typologie de matériaux.

Les bases Ecoinvent et INIES comportent des choix méthodologiques propres relatifs à la définition des frontières du système, des méthodes d'allocations qui restent des choix arbitraires, mais qui doivent être justifiés. Aucune des deux bases de données (Ecoinvent, INIES) ne remplit l'ensemble des critères de qualité des données concernant la cohérence de la base de données et la représentativité des données. La base INIES possède un PCR homogène à l'ensemble des FDES de même qu'Ecoinvent possède des règles communes à l'ensemble des procédés unitaires de la base de données. La base Ecoinvent intègre davantage de procédés, des inventaires plus détaillés (environ 1100 flux) permettant l'évaluation d'indicateurs de toxicité et d'écotoxicité, ainsi qu'une documentation bien plus précise (plusieurs milliers de pages explicitant les principales hypothèses et décrivant les procédés). Cette base de données intègre les dernières recommandations en matière de documentation des flux et des catégories d'impacts (cohérence), mais les données ne sont pas représentatives des produits vendus en France. À l'inverse, la base INIES met davantage l'accent sur des données nationales, représentatives des produits vendus en France, qui ne sont pas toujours conformes aux bonnes pratiques de la communauté ACV sur certains points méthodologiques (cas de la nomenclature réduite de l'inventaire de cycle de vie). Les données des industriels, sont généralement confidentielles. Les principales hypothèses de modélisation, notamment le détail des procédés de la phase de production et les valeurs d'émissions du procédé maîtrisé par l'industriel, ne sont pas rendues publiques. La base de données INIES est malgré tout la seule base de données EPD en Europe à rendre publics les inventaires de cycle de vie des produits. Ce faisant, ils ont pu être intégrés dans la base de données SLCA (cf. chapitre 3). La base SLCA regroupe les deux types de données utilisées en France pour l'ACV des bâtiments.

Dans la deuxième partie du chapitre, l'objectif était d'expliquer les écarts les plus importants qui existent entre les valeurs de référence Ecoinvent et FDES. Dans certains cas, des choix de modélisation (procédures d'allocations différentes, prises en compte des énergies et matières récupérées, émissions différentes du procédé de fabrication etc.) ont pu expliquer des écarts sur les valeurs d'impacts. Les écarts, mis en évidence, peuvent être importants pour certains indicateurs (par exemple ADP Elements ou pollution de l'eau). Par conséquent, il est recommandé – idéalement – d'utiliser la même base de données ACV au cours des différentes étapes d'un projet de conception de bâtiment pour éviter les distorsions de résultats. Cette recommandation suppose de pouvoir disposer à la fois de données génériques et spécifiques au sein d'une base de données ACV cohérente et représentative, ce qui n'est actuellement pas le cas en France. En parallèle, certains écarts mis en évidence sont plus liés à la variabilité de l'impact environnemental de la typologie de matériaux (cas de l'acier). Actuellement, il est certain que les différents types d'alliages pour l'acier sont mieux modélisés par les données ACV de la base Ecoinvent que celles de la base INIES. Une utilisation des données Ecoinvent aux côtés des FDES permet alors d'améliorer la précision des ACV des bâtiments. Ce choix, si limité, à des paramètres identiques à l'aide d'une base de données homogénéisée comme

SLCA (par exemple le flux de CO_2 fossile ou l'indicateur de réchauffement climatique à 3 flux) semble acceptable.

Dans une troisième partie, l'analyse de la variabilité des valeurs d'impacts a montré que les FDES sont distribuées autour d'une valeur moyenne. Cette variabilité industrielle est propre aux données EPD ou FDES. Une meilleure compréhension de la variabilité industrielle passerait par une collecte et une analyse systématiques des rapports méthodologiques des données EPD ou FDES. Cependant, les industriels ne sont pas toujours enclins à communiquer publiquement les rapports méthodologiques des études ACV sur leurs produits. Les données Ecoinvent sont quant à elles, variables en fonction du contenu du flux de référence (p. ex. dosage en ciment pour le béton, type d'alliage pour l'acier), de la modification des hypothèses sur le mix électrique, les infrastructures etc. À partir des nuages de points des FDES (variabilité industrielle), cette étude a aussi montré qu'il existe des relations linéaires plus ou moins fortes entre les indicateurs environnementaux pour six typologies de matériaux bien renseignées dans la base SLCA (plâtre, laine de verre, mortier-colle, PVC, polyuréthane). Cette analyse de corrélations va maintenant être étendue à l'ensemble de la base de données SLCA sur les matériaux et produits de construction.

Finalement, il n'existe pas de recommandations précises quant à la préférence d'un type de données pour conduire une ACV bâtiment. Ce travail a montré la complémentarité entre les données ACV génériques et les données ACV spécifiques à des références commerciales de produits vendus sur le marché (EPD). Les données génériques restent conseillées en phases amont d'un projet de bâtiment lorsque peu d'informations sont disponibles. À l'inverse, les données au format des EPD sont utiles lorsqu'un choix constructif a été arrêté et que l'équipe de conception s'intéresse à la comparaison de différents produits. Dans ce chapitre, les valeurs moyennes calculées à partir de FDES collectives et individuelles n'ont pas été pondérées en fonction du nombre de fabricants couverts par chaque FDES. Les valeurs de références établies à partir d'une moyenne de FDES pourraient être utilisées, à l'avenir, comme données génériques dans les outils français pour l'ACV des bâtiments. Elles devront toutefois être conformes aux critères de documentation des données génériques tels que décrits dans les documents TR 15941 (ISO, 2010c) et ISO 14 048 (ISO, 2002). Ces valeurs moyennes de FDES seraient représentatives du contexte français, avec les limites inhérentes à la méthodologie de la norme NF P01-010. Dès lors, un logiciel d'ACV bâtiment plutôt orienté en aide à la conception (par exemple EQUER) pourrait utiliser ces valeurs en lieu et place des données de la base Ecoinvent. Ceci étant, il n'existe pas toujours de données équivalentes pour les procédés correspondant aux impacts prépondérants du cycle de vie des bâtiments (liés en particulier aux consommations d'énergie et d'eau en phase d'utilisation). Les distorsions de résultats semblent, pour le moment, inévitables entre les bases Ecoinvent et FDES. Il serait donc utile de mettre en place une procédure de qualification des données Ecoinvent et FDES au regard de leur représentativité et de leur cohérence méthodologique.

CHAPITRE 6

ANALYSE MULTIDIMENSIONNELLE DU SYSTÈME D'INDICATEURS DE LA BASE DE DONNÉES

6.1. Objectif du chapitre

Ce chapitre porte sur l'étude de la réduction du nombre de moyens d'évaluation utilisés pour l'analyse de cycle de vie d'un bâtiment. Elle consiste à mettre en évidence les structures relationnelles existantes entre les différents paramètres de l'évaluation. Cette étude est une nouvelle fois limitée à la part des matériaux et produits de construction dans le bilan environnemental global d'un bâtiment.

6.2. Choix des paramètres pour l'évaluation : flux ou indicateur ?

Parmi les travaux existants en ACV bâtiment, certains auteurs s'appuient sur des évaluations environnementales à partir de flux (Vieira et Horvath, 2008), tandis que d'autres auteurs préfèrent reporter les résultats de l'évaluation uniquement à l'aide d'indicateurs (Scheuer et *al*, 2003). Dans la base SLCA, l'évaluation environnementale d'un matériau ou d'un produit peut se faire à l'aide des flux ou indicateurs. Par exemple, il existe pour chaque matériau 168 flux et près de 20 indicateurs. Toutefois, un indicateur est généralement considéré comme un moyen d'évaluation plus adéquat qu'un flux (correspondant le plus souvent à un paramètre mesuré), dans la mesure où il est conçu pour répondre à un problème spécifique. L'état de l'art des outils pour l'ACV des bâtiments montre que ces outils ont tendance à privilégier les indicateurs par rapport aux flux (Peuportier et *al*, 2009). Seuls quelques outils considèrent des flux pour des besoins bien spécifiques. Ainsi, l'outil ATHENA s'appuie sur la quantité de composés organiques volatils (COV) rejetés dans l'air intérieur, pour évaluer les émissions durant la phase d'utilisation d'un bâtiment. De même, la plupart des outils utilisent un ou plusieurs flux de déchets, pour caractériser l'impact environnemental relatif à l'occupation du sol. La principale différence entre l'approche flux et l'approche indicateur vient de certaines catégories d'impact, comme la toxicité ou l'écotoxicité. Dans ce cas-là, l'utilisation des seuls flux d'inventaire de cycle de vie ne permet pas de caractériser l'impact sur la santé humaine (Keoleian, 1994). L'évaluation de l'impact de toxicité peut ainsi s'appuyer sur plusieurs dizaines voire centaines de flux qui n'ont pas les mêmes facteurs de caractérisation. L'utilisation d'un ou de plusieurs flux – non caractérisés – n'aurait dans ce cas-là que peu d'intérêt pour traduire correctement cet impact particulier et fournir une réelle aide à la décision environnementale. Par conséquent, le travail de réduction du nombre de moyen d'évaluation se concentrera dans ce chapitre uniquement sur les indicateurs environnementaux.

6.3. Simplification d'un système d'indicateurs environnementaux

Une fois le calcul des indicateurs d'impact effectué pour chaque matériau ou produit, un travail de sélection d'une partie de ces indicateurs a été mené. Dans cette étude, les 16 indicateurs déjà introduits au chapitre précédent sont, à nouveau utilisés. Ils sont supposés être représentatifs d'une partie des catégories d'impacts actuellement utilisées dans les outils d'ACV bâtiment.

Ces indicateurs sont généralement regroupés, dans un processus décisionnel, au sein d'un système d'indicateurs environnementaux (SIE). Le SIE a pour principal objectif de définir un cadre méthodologique structuré pour l'évaluation environnementale, en ne cherchant pas à isoler un indicateur d'un autre. Pour preuve, la comparaison d'alternatives de bâtiments ne s'appuiera pas

uniquement sur un critère énergétique mais pourra intégrer des indicateurs d'impact environnemental, comme ceux de la base de données SLCA.

Les travaux précédents ont toutefois montré que les SIE censés être exhaustifs, ne pourront se passer de méthodes facilitant l'aide à la décision. Ce dernier aspect est particulièrement valable pour les outils d'ACV bâtiments actuels qui reposent sur un nombre d'indicateurs généralement compris entre 8 et 16, ce qui ne simplifie pas la prise de décision. Par exemple, le choix d'une variante de bâtiment en ACV comparative peut être rendu difficile par ce nombre élevé d'indicateurs. Du reste, il est très probable qu'une variante soit meilleure sur un indicateur et moins bonne sur un autre.

Différentes méthodologies d'aide à la décision ont déjà été appliquées en ACV bâtiment. Citons par exemple : l'utilisation des méthodes d'analyses multicritères (Cherqui, 2006; Lemaire, 2006; Le Téno, 1996), la normalisation des impacts (Peuportier, 2008) ou encore le choix arbitraire d'indicateurs facilement compréhensibles par les acteurs (Zabalza Bribian et *al*, 2009). Cependant, ces travaux restaient orientés vers le décideur et ne permettaient pas d'analyser les structures relationnelles, d'un point de vue statistique, entre les différents moyens d'évaluation. Par exemple, Lemaire (2006) propose de classer les indicateurs selon une famille cohérente de critères, ce qui place l'indicateur d'énergie primaire non renouvelable et l'indicateur d'acidification au sein de deux familles de critères distincts. En effet, pour le premier, il caractérise une consommation de ressources tandis que pour le second, il décrit un impact lié à l'émission de substances acidifiantes. Ce dernier aspect est un point essentiel dans les méthodologies d'aide à la décision. Il permet de satisfaire les principes de base de l'analyse multicritères que sont la cohésion, l'exhaustivité et la non-redondance des moyens d'évaluation (Roy et Bouyssou, 1993). Cependant, dans l'exemple de Lemaire, même si les méthodologies de calcul de ces deux indicateurs sont différentes, rien ne prouve que les deux indicateurs soient décorrélés d'un point de vue statistique.

Au regard de l'état des connaissances sur l'aide à la décision environnementale, une approche alternative est envisagée. Elle s'appuie sur une analyse statistique du système d'indicateurs de la base de données développée. L'objectif est de mettre en évidence un système d'indicateurs qui comporte des indicateurs décorrélés entre eux. Cette approche est donc complémentaire aux travaux précédents.

6.4. Méthodologie

Pour atteindre notre objectif, les méthodes de régression linéaire et d'analyses factorielles ont été utilisées. Dans un premier temps, une analyse bivariée du système d'indicateurs est réalisée. Elle consiste à choisir un indicateur supposé représentatif parmi les 16 indicateurs, ce qui permet d'apprécier visuellement les liens entre deux variables. Dans une deuxième étape, l'analyse est conduite sous un angle multidimensionnel : les indicateurs ne sont alors plus étudiés deux par deux, mais tous ensemble.

6.5. Régression linéaire des indicateurs environnementaux

Cette partie correspond au prolongement de l'analyse statistique descriptive par typologie de matériaux amorcée au chapitre précédent. Les nuages de points étudiés semblaient présenter des traits similaires pour certains types de matériaux. Par exemple, les nuages de points entre l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe), d'épuisement de ressources (ADP) et de changement climatique (GWP) présentaient une relation linéaire et un coefficient de corrélation élevé (> 0.70) pour les typologies laine de verre, plaque de plâtre et les plastiques. Il s'agit maintenant d'appliquer cette approche à l'ensemble de la base de données.

Quelques travaux sont reportés dans la littérature concernant des études de régression linéaire de flux ou d'indicateurs environnementaux. Par exemple, Sun et *al* (2004) ont étudié la simplification de l'évaluation environnementale pour l'aide à la conception. Les auteurs ont développé des indicateurs « proxy » s'appuyant sur un critère énergétique pour l'un (MJ d'énergie consommée), et sur un critère matière pour l'autre (total des masses de matériaux consommés). Plus récemment, Zhang (2008) a étudié des modèles de régression linéaire entre les flux de ressources entrants et les flux d'émissions sortants pour des données environnementales américaines. L'objectif de ses travaux était d'évaluer dans quelle mesure les flux de consommation de ressources peuvent être prédictifs de l'impact environnemental global d'un matériau. L'auteur montre que plusieurs catégories (métaux, minéraux, ressources renouvelables) peuvent aussi jouer un rôle dans la prédiction. Cependant, les études précédentes n'ont pas travaillé sur des données ACV au format des déclarations environnementales de produits (EPD). Il semble donc utile d'établir des modèles de régression linéaire à partir de données d'industriels (les FDES dans notre application).

6.5.1. Choix d'un indicateur de référence

L'actuelle prépondérance de la consommation de ressources énergétiques par le secteur du bâtiment (CITEPA, 2009) et la facilité de compréhension des indicateurs énergétiques par les acteurs (architectes, bureaux d'études etc.), nous incitent à choisir un indicateur de référence parmi un des indicateurs énergétiques existants. Cependant, il en existe plusieurs types en fonction, par exemple, de la prise en compte des ressources renouvelables ou non renouvelables. Dans une publication récente, Chevalier et *al* (2009) discutent les avantages et les inconvénients des indicateurs énergétiques actuellement pris en compte dans les FDES. Les résultats comparatifs sont présentés au tableau 40. Ce tableau peut alors être utile pour sélectionner cet indicateur de référence. Par exemple, certains matériaux comme les polymères (plastiques, bois) contiennent une énergie mobilisée qui n'a pas été consommée par le procédé de fabrication. L'utilisation de l'indicateur d'énergie primaire totale comme référence intègrerait cette caractéristique. A l'inverse, le choix de l'indicateur d'énergie procédé entraîne l'omission de la part d'énergie matière dans l'énergie primaire totale. Cependant, l'indicateur d'énergie procédé n'est pas calculé pour l'ensemble des données Ecoinvent, car non « comptabilisé » au départ dans la nomenclature de flux de la base de données.

Tableau 40. Avantages et inconvénients des différents indicateurs énergétiques d'après Chevalier et *al* (2009)

Indicateur	Contributeurs principaux	Avantages	Inconvénients
Energie primaire Totale (PE)	Toutes les énergies primaires consommées	Comptabilité exhaustive	Ne différencie pas les différents types d'énergie « prélevées », celles qui sont consommées et celles qui sont stockées.
Energie primaire non renouvelable (PE-NRe)	Essentiellement l'énergie procédé non renouvelable sauf pour les polymères	Ne comptabilise que les énergies qui contribuent réellement à un épuisement des ressources (pertinence environnementale)	Ne comptabilise pas toutes les énergies réellement consommées, cela pourrait favoriser les procédés peu efficaces mais consommant des ressources renouvelables
Energie primaire renouvelable (PE-Re)	Part renouvelable de l'électricité et énergie matière du bois	Aucun	Non pertinente du point de vue environnemental
Energie primaire matière	Pouvoir Calorifique Supérieur (PCS) des matériaux	Aucun	Ne comptabilise pas les énergies réellement consommées.
Energie primaire procédé	Pas de contributeur remarquable	Ne comptabilise que les énergies réellement consommées et « perdues »	Ne tient pas compte des épuisements de ressources énergétiques utilisées comme matériaux
Energie matière non renouvelable	Pouvoir Calorifique Supérieur (PCS) des polymères issus du pétrole et du charbon.	Aucun	Ne comptabilise pas les énergies réellement consommées
Energie matière renouvelable	Pouvoir Calorifique Supérieur (PCS) des matériaux issus de la biomasse (essentiellement le bois)	Aucun	Ne comptabilise pas les énergies réellement consommées et non pertinent du point de vue environnemental
Energie procédé non renouvelable	Pas de contributeur remarquable	Comptabilise les énergies réellement consommées et « perdues », les plus pertinentes en termes d'épuisement des ressources	Ne comptabilise pas toutes les énergies réellement consommées, cela pourrait favoriser les procédés peu efficaces mais consommant des ressources renouvelables
Energie procédé renouvelable	Part renouvelable de l'électricité consommée	Elle représente une énergie réellement consommée	Ne comptabilise que la part de l'énergie procédé la moins pertinente du point de vue environnemental

En complément du tableau 40, il existe d'autres formes d'indicateurs énergétiques, comme la part uniquement fossile ou nucléaire. De même, il existe l'indicateur énergétique utilisé dans le logiciel EQUER. Il correspond à l'indicateur d'énergie primaire totale mais qui ne prend pas en compte l'énergie solaire (limité en flux). Ces indicateurs n'étant pas calculés par SLCA, ils ne seront pas retenus comme indicateur de référence.

Dans ce chapitre, l'indicateur d'énergie primaire non renouvelable (PE-NRe) a été retenu, du fait de l'actuelle prépondérance des ressources non renouvelables consommées dans les procédés de fabrication des matériaux.

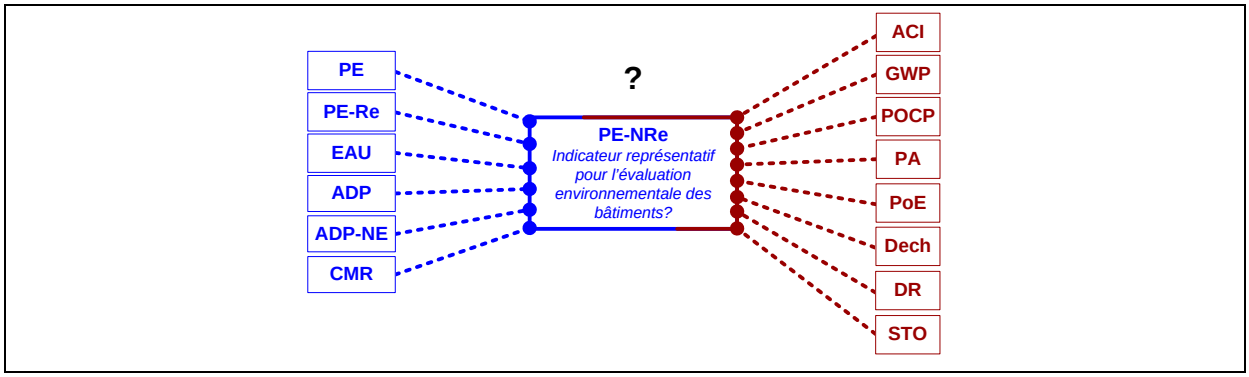


Figure 71. Représentation des indicateurs utilisés dans cette étude

Cet indicateur comptabilise l'ensemble des ressources contribuant à un épuisement de ressources (pertinence environnementale). Nous supposons qu'il est actuellement déterminé en grande partie par de l'énergie procédé, à l'exception des polymères non renouvelables qui possèdent une énergie matière mobilisée. Il s'agit alors d'évaluer dans quelle mesure cet indicateur peut expliquer le reste du système d'indicateurs de la base de données SLCA (figure 71).

6.5.2. Log-normalité des données ACV

Les nuages de points à l'échelle de la base de données complète semblent être très peu exploitables en l'état, car les données ACV sont mal distribuées (cf. figure 72, gauche). Or, les conditions de validité des modèles de régression linéaire imposent de travailler à l'aide d'un échantillon de données distribuées suivant une loi normale. Pour cela, un test Q-Q (quantiles-quantiles) de normalité a été réalisé sur l'ensemble des données des bases SLCA-m et SLCA-p. Les résultats du test Q-Q sont présentés à la figure 72.

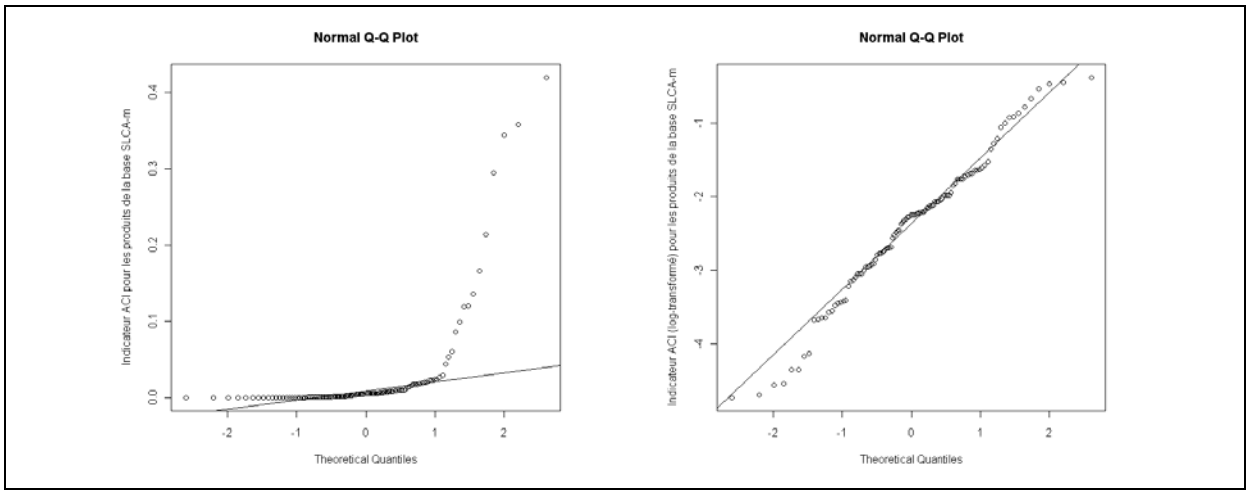


Figure 72. Diagramme Q-Q de l'indicateur d'acidification (ACI) pour les données Ecoinvent (base SLCA-m)

Les résultats des diagrammes Q-Q montrent que le choix d'une transformation logarithmique (base 10) permet de mieux ajuster la distribution des données vis-à-vis d'une distribution normale. Par conséquent, une transformation de l'ensemble des données d'indicateurs ACV est nécessaire pour poursuivre le travail statistique. L'effet de la log-transformation des données est illustré dans le cas de l'indicateur CMR à la figure 73. Sur cette figure, les données matériaux d'Ecoinvent ne sont pas représentées puisque cet indicateur n'a pas été déterminé pour ces données.

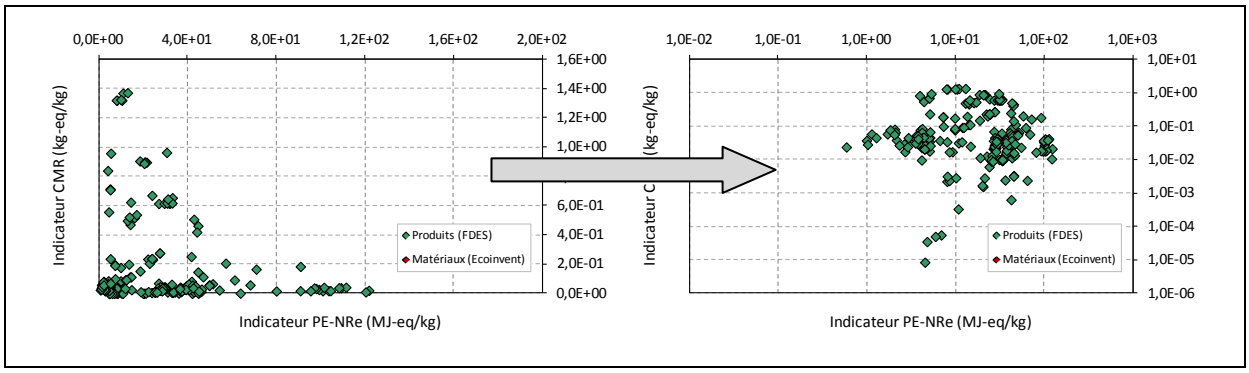


Figure 73. Illustration de la distribution des données ACV de l'indicateur de consommation de matières récupérées (CMR), avant et après log-transformation.

L'ensemble des résultats statistiques présentés dans cette étude préliminaire ainsi que dans l'analyse multidimensionnelle s'appuiera donc sur ces données log-transformées.

6.5.3. Modèles de régression linéaire bivariée

Des modèles de régression linéaire bivariée entre l'indicateur supposé explicatif (PE-NRe) et chacun des autres indicateurs sont établis à partir de la formule générale suivante:

Équation 29. Modèle de régression entre deux indicateurs environnementaux après transformation logarithmique

$$\log(I_{m,p,j}) = a + b \times \log(I_{PE\text{-}NRe,p,j}) + \varepsilon$$

$$\Leftrightarrow I_{m,p,j} = 10^{a}.I_{PE\text{-}NRe,p,j}^{b}\ .10^{\varepsilon}$$

$I_{PE\text{-}NRe}$: indicateur de référence (variable explicative)
$I_{m,p,j}$: indicateur de la catégorie d'impact m relatif au produit p pour la phase du cycle de vie j (variable à expliquer)
a et b : coefficients du modèle de régression linéaire
ε: erreur résiduelle entre les valeurs prédites et les valeurs observées

Les résultats obtenus seront présentés de manière comparative avec sur un même graphique les données matériaux et les données produits. Seuls les résultats de la phase de production sont étudiés ici. Dans un premier temps, les résultats de dépendance entre indicateurs pour les 18 typologies de matériaux des bases SLCA-m (Ecoinvent) et SLCA-p (FDES) sont présentés. Seules les valeurs médianes par typologie de matériaux sont reportées. Cette analyse comparative permet de continuer à travailler sur l'échantillon de matériaux défini et étudié au chapitre 5. Puis, les résultats sont étendus à l'ensemble des données Ecoinvent et FDES, ce qui permet d'établir des modèles de régression linéaire pour près de 500 matériaux et produits de construction.

Les valeurs des coefficients des modèles de régression linéaire sont reportées dans les tableaux 41 à 44 (partie suivante). Il s'agit des coefficients a, b et du coefficient de détermination R (équation 30). L'écart-type résiduel est également reporté. Il se calcule à partir de la racine carrée de la variance résiduelle et l'intervalle de confiance des coefficients a et b. Par exemple, une valeur d'écart-type résiduel proche de 0 tend à montrer que le modèle fournit une bonne prédiction pour une nouvelle valeur. De même, plus une dépendance sera forte, et plus le coefficient R^2 sera proche de 1.00. L'ensemble de la méthodologie a été mise en œuvre sous le logiciel de statistique R (R Project, 2010).

Équation 30. Formule de calcul de coefficient de détermination

$$R^2 = (cor)^2$$

R^2 : coefficient de détermination
cor: coefficient de corrélation (terme général de la matrice des corrélations)

6.5.4. Résultats

Les nuages de points sont présentés pour les indicateurs calculés à partir des flux entrants de consommation de ressources (figures 74 à 76), ainsi que pour les indicateurs calculés à partir des flux sortants d'émissions et de déchets (figures 75 à 77).

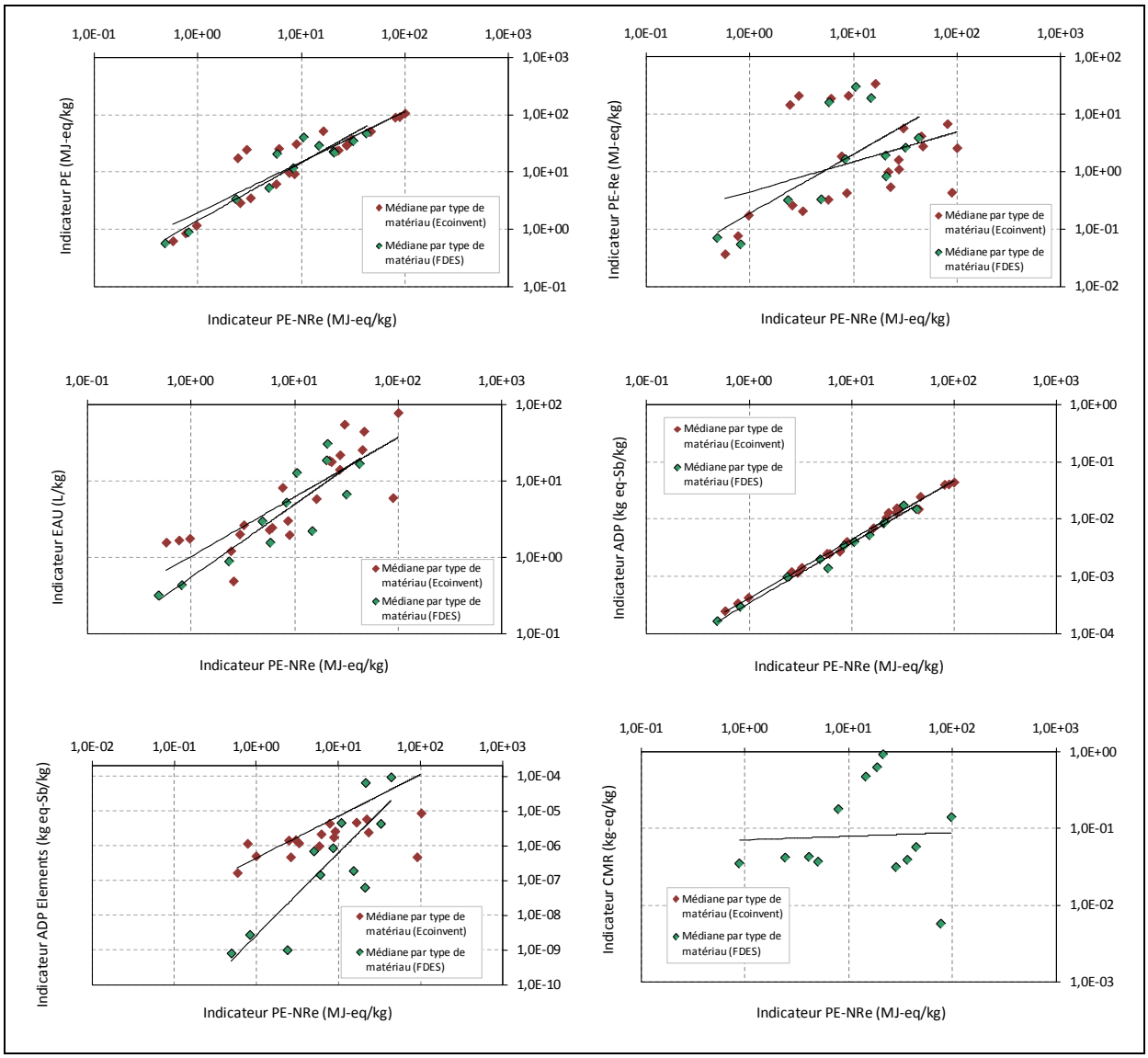


Figure 74. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux entrants de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 18 types de matériaux médians (données Ecoinvent et FDES)

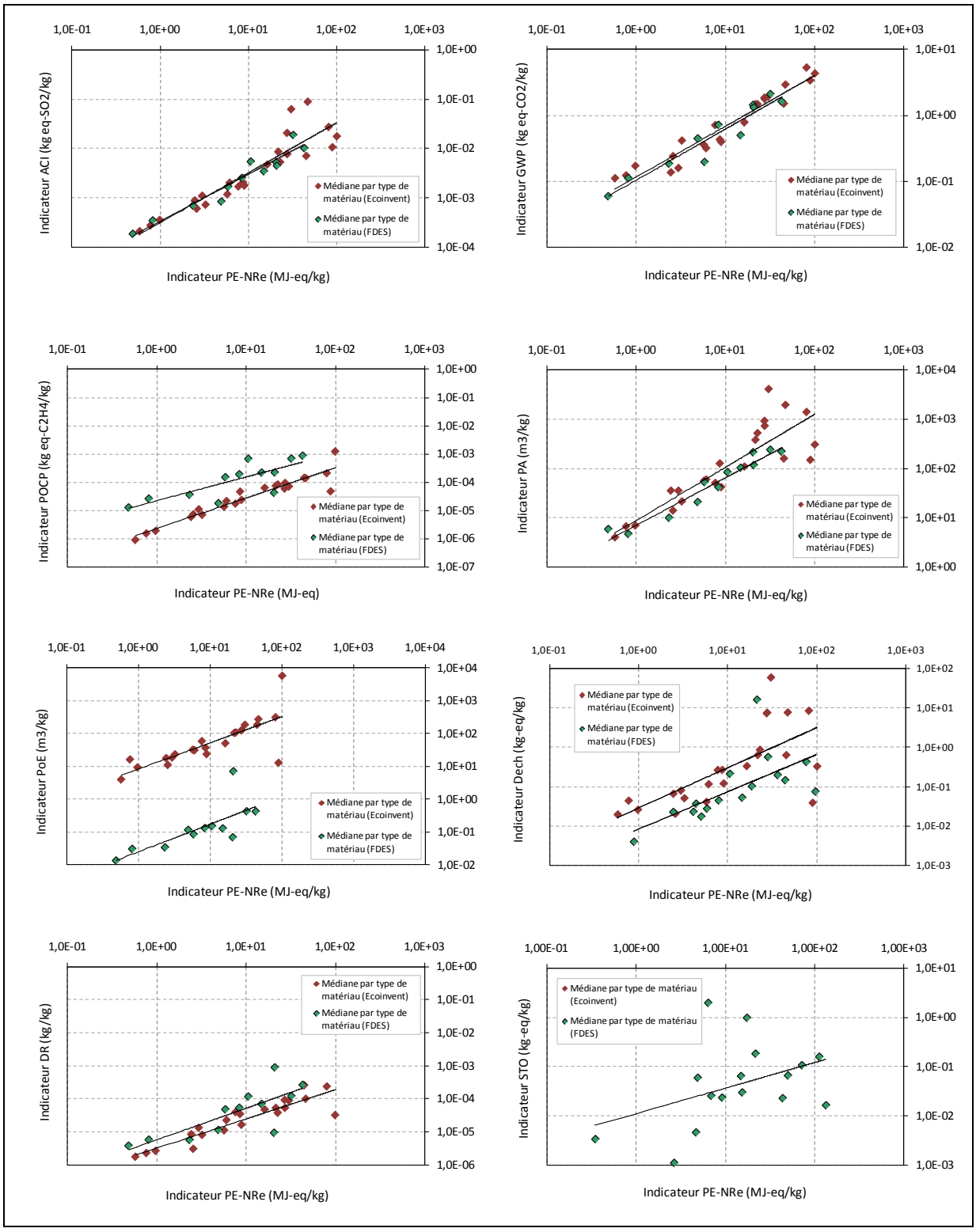


Figure 75. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux sortants d'émissions et de déchets en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 18 types de matériaux médians (données Ecoinvent et FDES)

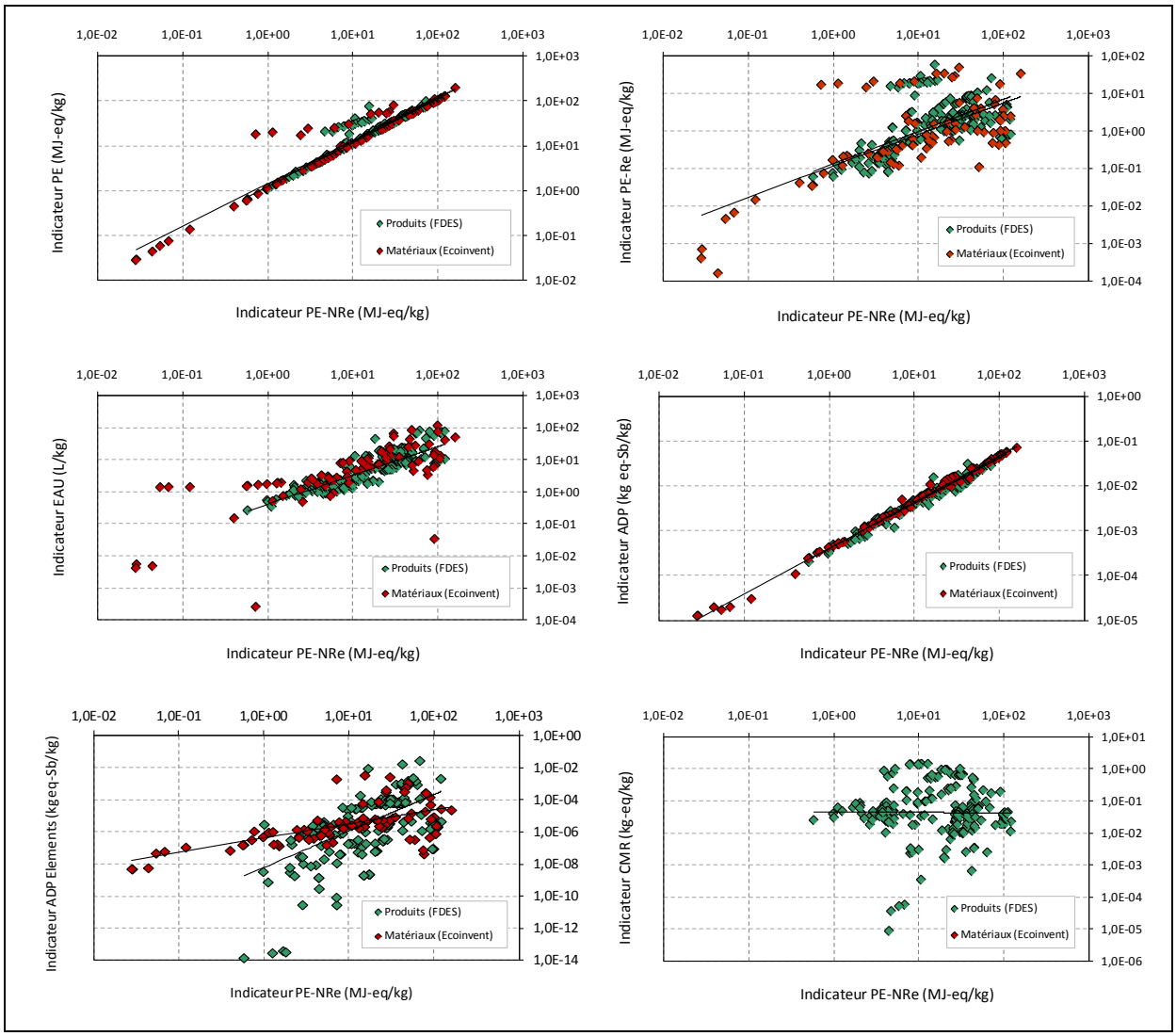


Figure 76. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux entrants de consommation de ressources en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 108 ACV de matériaux Ecoinvent et 400 FDES de produits de construction

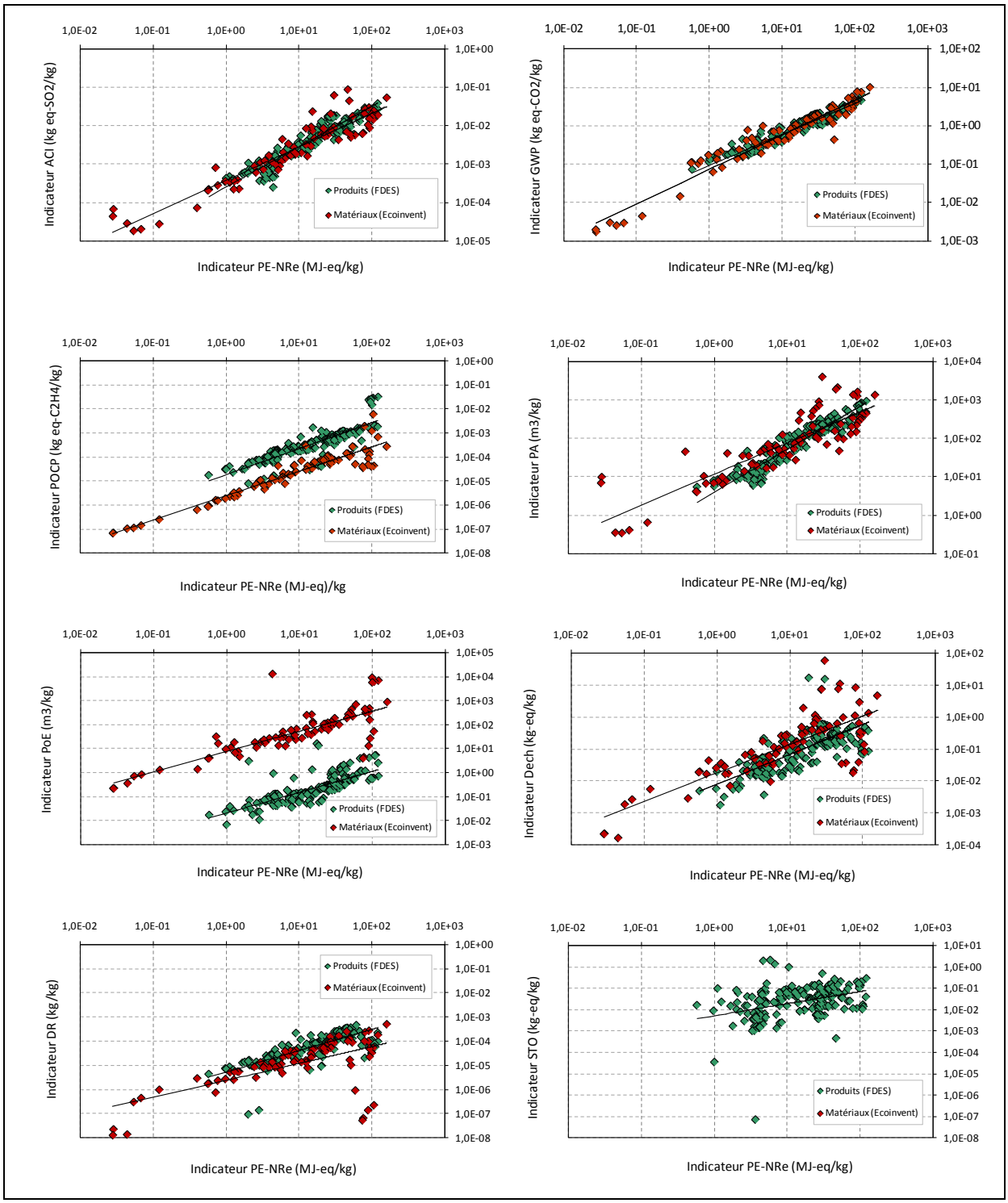


Figure 77. Nuages de points des indicateurs calculés à partir des flux sortants d'émissions et de déchets en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour 108 ACV de matériaux Ecoinvent et 400 FDES de produits de construction

Tableau 41. Paramètres des modèles de régression, phase de production, 18 types de matériaux (FDES)

Base SLCA-p (FDES) production 18 matériaux	Unités	a	b	R^2	écart-type résiduel	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de a	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de b	Rang de R^2
PE	MJ-eq / kg	0.17	0.11	0.89	0.19	(-0.06 ; 0.40)	(0.77 ; 1.15)	4ème
PE-Re	MJ-eq / kg	-0.57	0.41	0.20	0.73	(-1.45 ; 0.30)	(-0.09 ; 1.35)	12ème
EAU	L-eq / kg	-0.31	0.18	0.71	0.32	(-0.70 ; 0.08)	(0.56 ; 1.20)	6ème
ADP	kg eq-Sb / kg	-3.47	0.04	0.98	0.08	(-3.56 ; -3.38)	(0.98 ; 1.13)	1er
ADP Elements	kg eq-Sb / kg	-8.32	0.66	0.44	1.19	(-9.75 ; -6.90)	(0.66 ; 3.01)	10ème
CMR	kg / kg	-1.70	0.69	0.00	1.18	(-3.18 ; -0.22)	(-1.04 ; 1.36)	14ème
ACI	kg eq-SO_2 / kg	-3.57	0.10	0.91	0.18	(-3.78 ; -3.36)	(0.83 ; 1.18)	3ème
GWP	kg eq-CO_2 / kg	-0.94	0.06	0.96	0.10	(-1.06 ; -0.82)	(0.67 ; 0.86)	2ème
POCP	kg eq-C_2H_4 / kg	-4.88	0.26	0.67	0.48	(-5.44 ; -4.31)	(0.70 ; 1.63)	7ème
PA	m^3 / kg	0.76	0.13	0.87	0.23	(0.49 ; 1.03)	(0.77 ; 1.22)	5ème
POE	m^3 / kg	-1.71	0.06	0.56	0.35	(-1.84 ; -1.59)	(0.78 ; 0.98)	8ème
Dech	kg-eq / kg	-2.07	0.94	0.42	0.65	(-2.84 ; -1.30)	(0.30 ; 1.58)	11ème
DR	kg / kg	-5.20	0.26	0.47	0.47	(-5.75 ; -4.64)	(0.29 ; 1.21)	9ème
STO	kg / kg	-1.59	0.41	0.03	0.73	(-2.46 ; -0.72)	(-0.50 ; 0.94)	13ème

Tableau 42. Paramètres des modèles de régression linéaire, phase de production, 400 produits (FDES)

Base SLCA-p (FDES) production 400 produits	Unités	a	b	R^2	écart-type résiduel	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de a	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de b	Rang de R^2
PE	MJ-eq / kg	0.09	0.01	0.96	0.12	(0.04 ; 0.13)	(0.96 ; 1.03)	2ème
PE-Re	MJ-eq / kg	-0.90	0.06	0.56	0.49	(-1.28 ; -0.96)	(1.01 ; 1.27)	11ème
EAU	L-eq / kg	-0.44	0.03	0.82	0.29	(-0.51 ; -0.36)	(0.87 ; 0.99)	6ème
ADP	kg eq-Sb / kg	-3.39	0.01	0.96	0.12	(-3.42 ; -3.35)	(0.97 ; 1.03)	1er
ADP Elements	kg eq-Sb / kg	-7.34	0.17	0.31	1.41	(-8.78 ; -7.81)	(2.11 ; 2.90)	13ème
CMR	kg-eq / kg	-1.90	0.11	0.09	0.91	(-1.65 ; -1.08)	(-0.27 ; 0.19)	14ème
ACI	kg eq-SO_2 / kg	-3.50	0.02	0.89	0.21	(-3.69 ; -3.55)	(1.03 ; 1.14)	4ème
GWP	kg eq-CO_2 / kg	-1.12	0.02	0.93	0.16	(-1.11 ; -1.02)	(0.79 ; 0.86)	3ème
POCP	kg eq-C_2H_4 / kg	-4.66	0.04	0.78	0.35	(-4.64 ; -4.53)	(0.91 ; 1.00)	7ème
PA	m^3 / kg	0.68	0.03	0.89	0.23	(0.50 ; 0.63)	(1.10 ; 1.20)	5ème
POE	m^3 / kg	-1.71	0.06	0.56	0.35	(-1.84 ; -1.59)	(0.78 ; 0.98)	10ème
Dech	kg-eq / kg	-2.02	0.87	0.63	0.42	(-2.12 ; -1.92)	(0.80 ; 0.94)	9ème
DR	kg / kg	-5.43	0.04	0.77	0.36	(-5.51 ; -5.34)	(1.01 ; 1.14)	8ème
STO	kg-eq / kg	-2.56	0.08	0.34	0.72	(-2.89 ; -2.40)	(0.63 ; 1.03)	12ème

Tableau 43. Paramètres des modèles de régression, phase de production, 18 types de matériaux (Ecoinvent)

Base SLCA-m (Ecoinvent) production 18 matériaux	Unités	a	b	R^2	écart-type résiduel	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de a	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de b	Rang de R^2
PE	MJ-eq / kg	0.29	0.11	0.82	0.28	(-0.06 ; 0.40)	(0.77 ; 1.15)	5ème
PE-Re	MJ-eq / kg	-0.35	0.30	0.17	0.79	(-0.98 ; 0.28)	(-0.01 ; 1.05)	12ème
EAU	L-eq / kg	0.01	0.14	0.68	0.35	(-0.28 ; 0.30)	(0.53 ; 1.03)	7ème
ADP	kg eq-Sb / kg	-3.38	0.02	0.99	0.05	(-3.43 ; -3.34)	(0.99 ; 1.06)	1er
ADP Elements	kg eq-Sb / kg	-6.35	0.36	0.43	0.94	(-7.10 ; -5.60)	(0.58 ; 1.83)	11ème
CMR	kg-eq / kg	-	-	-	-	-	-	-
ACI	kg eq-SO_2 / kg	-3.57	0.10	0.84	0.30	(-3.75 ; -3.26)	(0.81 ; 1.21)	4ème
GWP	kg eq-CO_2 / kg	-0.94	0.06	0.93	0.14	(-1.05 ; -0.82)	(0.68 ; 0.87)	2ème
POCP	kg eq-C_2H_4 / kg	-5.64	0.09	0.90	0.24	(-5.83 ; -5.45)	(0.91 ; 1.23)	3ème
PA	m^3 / kg	0.94	0.16	0.75	0.42	(0. 06 ; 1.28)	(0.79 ; 1.36)	6ème
POE	m^3 / kg	0.91	0.16	0.62	0.43	(0.57; 1.26)	(0.51 ; 1.09)	9ème
Dech	kg-eq / kg	-1.54	2.13	0.47	0.74	(-2.13 ; -0.95)	(0.52 ; 1.52)	10ème
DR	kg / kg	-5.33	0.59	0.68	0.25	(-5.87 ; -4.78)	(0.13 ; 1.04)	8ème
STO	kg-eq / kg	-	-	-	-	-	-	-

Tableau 44. Paramètres des modèles de régression linéaire, phase de production, 108 matériaux (Ecoinvent)

Base SLCA-m (Ecoinvent) production 108 matériaux	Unités	a	b	R^2	écart-type résiduel	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de a	intervalle de confiance à 95 % sur la valeur de b	Rang de R^2
PE	MJ-eq / kg	0.23	0.04	0.91	0.30	(0.14 ; 0.31)	(0.89 ; 1.01)	4ème
PE-Re	MJ-eq / kg	-0.81	0.13	0.51	0.89	(-1.06 ; -0.56)	(0.72 ; 1.05)	11ème
EAU	L-eq / kg	-6.19	0.09	0.68	0.61	(-6.37 ; -6.02)	(0.74 ; 0.97)	7ème
ADP	kg eq-Sb / kg	-3.39	0.01	0.99	0.06	(-3.41 ; -3.37)	(1.01 ; 1.03)	1er
ADP Elements	kg eq-Sb / kg	-6.45	0.13	0.54	0.92	(-6.71 ; -6.18)	(0.80 ; 1.14)	12ème
CMR	kg-eq / kg	-	-	-	-	-	-	-
ACI	kg eq-SO_2 / kg	-3.43	0.04	0.92	0.28	(-3.51 ; -3.35)	(0.85 ; 0.95)	3ème
GWP	kg eq-CO_2 / kg	-1.15	0.03	0.96	0.20	(-1.21 ; -1.09)	(0.88 ; 0.96)	2ème
POCP	kg eq-C_2H_4 / kg	-5.59	0.05	0.89	0.37	(-5.70 ; -5.49)	(0.93 ; 1.07)	5ème
PA	m^3 / kg	1.08	0.06	0.80	0.43	(0.96 ; 1.20)	(0.75 ; 0.90)	6ème
POE	m^3 / kg	-1.71	0.06	0.56	0.35	(-1.84 ; -1.59)	(0.78 ; 0.98)	10ème
Dech	kg-eq / kg	-1.77	0.93	0.67	0.64	(-1.96 ; -1.60)	(0.82 ; 1.05)	9ème
DR	kg / kg	-5.67	0.11	0.53	0.76	(-5.89 ; -5.46)	(0.63 ; 0.92)	8ème
STO	kg-eq / kg	-	-	-	-	-	-	-

Les résultats présentés correspondent uniquement aux indicateurs de la phase de production. Seules les données FDES quantifient, à ce jour, les indicateurs CMR et STO. C'est la raison pour laquelle les nuages de points ne sont pas présentés pour les données matériaux (Ecoinvent). Les indicateurs ont été ramenés par kilogramme d'unité fonctionnelle, afin de pouvoir représenter les deux jeux de données sur un même graphique. Une étude, sur les données calculées sur le cycle de vie des produits de construction et exprimées par m^2 d'unités fonctionnelles, montre toutefois des résultats similaires (Lasvaux et *al*, 2010). Les indicateurs déchets sont les moins corrélés à l'énergie primaire non renouvelable et les indicateurs ACI, GWP et ADP sont quant à eux les plus corrélés.

6.5.4.1. Analyse comparative des nuages de points des données Ecoinvent et FDES

L'analyse des nuages de points dans les deux bases complètes montre des corrélations positives quelque soit l'indicateur étudié. Les droites de régression sont confondues et parallèles pour les indicateurs ACI, GWP, ADP, PE, alors que pour certains indicateurs il existe des écarts. Par exemple pour l'indicateur POE, le coefficient de détermination est de 0.62 pour les données de SLCA-m et 0.49 pour les données de SLCA-p. La sous-estimation de cet indicateur par les inventaires des FDES (mise en évidence au chapitre précédent) est visible sur ce graphe. De même l'indicateur de déchets ultimes (Dech), qui est surévalué pour la majeure partie des données Ecoinvent, a bien sa droite au-dessus de celle des données FDES.

6.5.4.2. Analyse des paramètres des modèles de régression calculés

Les histogrammes des coefficients de détermination pour chaque indicateur sont présentés à la figure 78. Les valeurs minimales et maximales, observées entre les deux bases de données et les deux types de population (échantillon, base complète), sont présentées à l'aide d'une barre d'écart.

Les résultats obtenus sur les 508 matériaux et produits de construction montrent des corrélations positives variant entre 0.02 pour l'indicateur CMR et 0.99 pour l'indicateur ADP. Cette étude préliminaire permet d'identifier des paquets d'indicateurs sur la base du coefficient R^2. Par exemple, les indicateurs d'évaluation du recyclage CMR et STO semblent avoir un degré d'explication par l'énergie primaire non renouvelable le plus faible. Les indicateurs les moins corrélés à l'énergie primaire non renouvelable semblent ensuite être les indicateurs d'énergie renouvelable (PE-Re), d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP-Ele, ADP-NE) de déchets (Dech), de pollution de l'eau (POE) et de déchets radioactifs (DR). Viennent ensuite les indicateurs qui présentent un degré de dépendance plus élevé. Il s'agit des indicateurs de consommation d'eau (EAU), de pollution de l'air (PA), de formation d'ozone (POCP), de changement climatique (GWP), d'acidification (ACI), d'énergie primaire (PE) et d'épuisement de ressources (ADP). Pour ce dernier groupe, le R^2 moyen est systématiquement supérieur à 0.75. De plus, le lien inverse entre le R^2 et l'écart-type résiduel se vérifie. Les valeurs des quatre tableaux de résultats montrent que cet écart-type résiduel tend à augmenter à mesure que R^2 diminue.

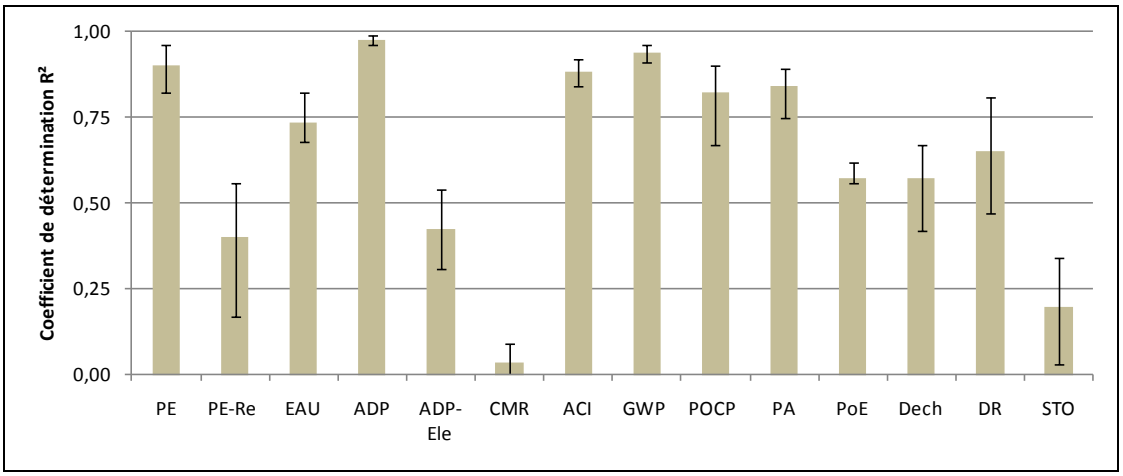


Figure 78. Coefficient de détermination (R^2) moyen des modèles de régression linéaire avec l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) établis pour les données Ecoinvent et FDES

Ces premiers résultats semblent indiquer une hiérarchisation de l'indicateur le plus corrélé (ADP) à l'indicateur le moins corrélé (CMR). Cet écart traduit alors une incertitude plus grande dans la capacité de l'indicateur PE-NRe, à expliquer par exemple CMR, à l'aide de l'équation du modèle et de ses coefficients a et b. A l'inverse, l'utilisation des coefficients a et b pour prédire la valeur de l'ADP semble bien moins incertain. Les intervalles de confiance calculée permettent justement de tenir compte de cet aspect.

En dehors de l'étude des paramètres globaux (R^2, écart-type résiduel), il est également utile d'examiner les nuages de points et notamment les points singuliers, afin de mieux comprendre les liens entre les variables.

6.5.4.3. Analyse des points singuliers sur les nuages de points

Dans les nuages de points, il peut exister des valeurs atypiques dans la distribution de données entre deux indicateurs. Ceci est particulièrement visible pour les indicateurs présentant une forte dépendance (nuage resserré). Or, les modèles de régression peuvent être sensibles à ces valeurs singulières. L'étude de ces points atypiques semble alors utile pour évaluer la robustesse des corrélations calculées.

Par exemple, c'est le cas de l'indicateur de déchets radioactifs (DR) pour les données de la base SLCA-m (figure 79, droite) : un décrochement d'une partie du nuage de points est observé sous le nuage principal. Dans cet exemple, il s'agit de matériaux plastiques (PVC, polystyrène, polypropylène, polycarbonate). En ignorant ces points éloignés du nuage principal dans le modèle, le R^2 passe de 0.53 à 0.84. Ces matériaux ne s'appuient probablement pas sur un procédé de fabrication utilisant de l'électricité à dominante nucléaire, ou alors en quantité plus faible que les autres types de matériaux. L'analyse de l'indicateur de déchets radioactifs (DR) permet aussi de montrer les limites de l'échantillon de 18 matériaux (figure 79, gauche) : la représentativité est insuffisante. C'est pour cette raison que le passage à l'échelle de la base complète s'imposait.

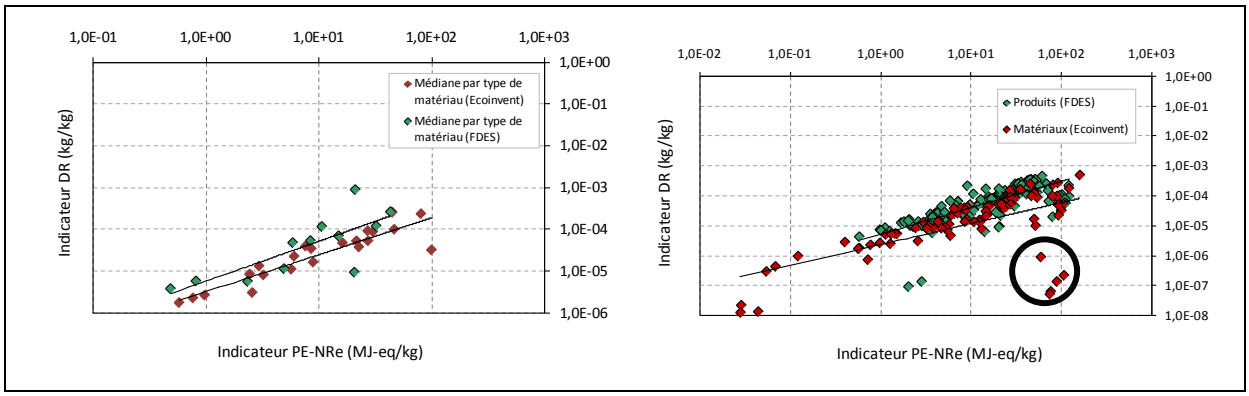


Figure 79. Nuages de points pour l'indicateur de déchets radioactifs (DR) en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour l'échantillon de matériaux (à gauche) et la base complète (à droite)

Un autre exemple concerne maintenant les indicateurs énergétiques. La figure 80 présente les nuages de points comparés de l'indicateur d'énergie primaire (PE) en fonction des indicateurs d'énergie non renouvelable (PE-NRe) et d'énergie procédé (PE-Pro). Seules les données FDES sont présentées à droite de cette figure puisque l'indicateur PE-Pro est reporté, dans la base SLCA, uniquement pour ces données.

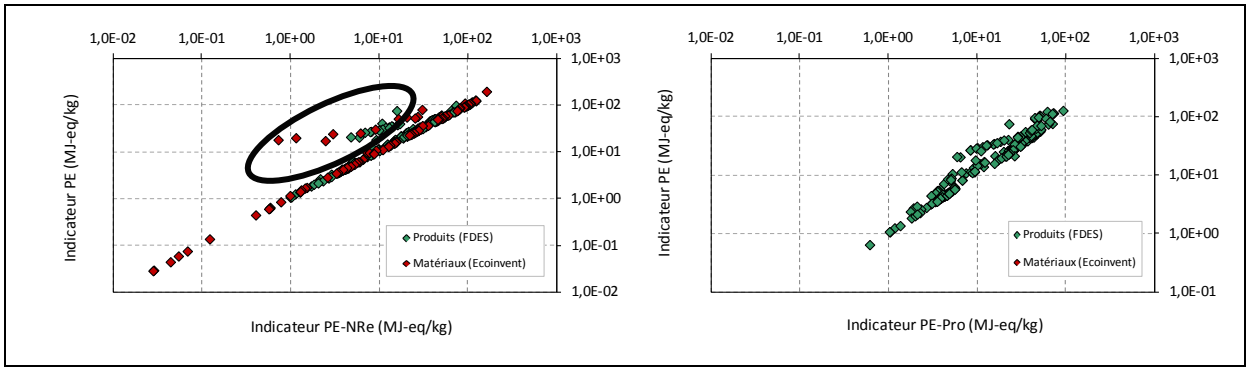


Figure 80. Nuages de points entre l'indicateur d'énergie primaire totale (PE) en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) à gauche et d'énergie procédé (PE-Pro) à droite

Tous les points semblent être distribués sur une ligne quasi-rectiligne traduisant une forte corrélation entre l'énergie non renouvelable et l'énergie primaire totale. Toutefois, la figure 80 (gauche), montre qu'une partie des données n'est pas alignée avec le reste du nuage. Ceci n'est plus le cas lorsque l'indicateur PE-Pro est utilisé (figure 80, droite). L'analyse des matériaux qui sortent du nuage montre qu'il s'agit des matériaux exclusivement à base de biomasse (bois lamellé-collé, bois panneaux et bois massif). Pour ces matériaux, une partie du procédé de fabrication utilise actuellement des déchets de bois considérés comme une ressource renouvelable (SNBL, 2009). De même, l'aluminium de la base SLCA-m est un des points en rouge légèrement excentré de la distribution rectiligne des données. Pour ce matériau, le procédé de fabrication s'appuie majoritairement sur de l'énergie hydraulique (ressource également renouvelable). En revanche, l'utilisation de l'énergie primaire procédé (PE-Pro) comme indicateur de référence, permet de mieux ajuster la droite de régression linéaire, puisque cet indicateur

prend en compte à la fois les énergies renouvelables comme non renouvelables utilisées dans les procédés de fabrication (cf. tableau 40). Ces différentes exceptions viennent ainsi relativiser les fortes corrélations parfois observées entre les indicateurs.

6.5.4.4. Analyse des résultats pour l'indicateur ADP

Les résultats obtenus pour l'indicateur ADP montrent qu'il existe une corrélation très nette entre cet indicateur et l'énergie primaire non renouvelable (PE-NRe) ($0.96 < R^2 < 0.99$). Ces résultats montrent que l'indicateur ADP semble être déterminé quasi-exclusivement par les flux de ressources énergétiques non renouvelables (charbon, lignite, gaz naturel, pétrole, uranium). Une régression linéaire réalisée sur ce même indicateur, mais limité aux quatre ressources fossiles, amène également à un coefficient de détermination de 1.00. Ce dernier point montre que la contribution relative de l'uranium semble également négligeable.

L'évaluation des réserves ultimes de l'uranium a déjà été évoquée au chapitre 4. Le facteur de caractérisation proposé par Guinée (2001) et utilisé dans la base SLCA semble très élevé par rapport aux autres valeurs de la littérature. La non-prépondérance de l'uranium dans l'indicateur ADP semble plus le reflet d'une forte sensibilité au choix de la valeur des réserves, qu'à une réalité objective.

Le résultat obtenu est intéressant à double titre. D'une part, il indique que ce moyen d'évaluation est actuellement redondant avec l'indicateur PE-NRe. D'autre part, cet indicateur, originellement mis au point pour évaluer les ressources abiotiques (cf. 4.3.4.1), semble ne mettre en avant, que des ressources fossiles non renouvelables (4 flux). Cet indicateur est peu sensible aux ressources non énergétiques.

A partir de ce résultat, il serait possible de s'arrêter là vis-à-vis de la simplification du modèle d'évaluation (indicateur ADP). Toutefois, dans l'objectif de proposer un système d'indicateurs simplifié, cohérent mais non-redondant, il a été décidé de séparer la part énergétique et non énergétique de cet indicateur. C'est la raison pour laquelle les indicateurs ADP, limités aux ressources non énergétiques (ADP-NE) et éléments, ont été intégrés à la base SLCA. La différenciation entre l'ADP fossile et l'ADP Elements a été récemment proposée par les développeurs de cette méthode (CML), puis par le comité européen de normalisation (CEN). Cette étude s'intègre donc aux travaux en cours sur la proposition de méthodologies pour l'évaluation de la performance environnementale des bâtiments (CEN, 2010a).

6.5.5. Limites de l'étude préliminaire

Cette étude préliminaire a permis de mettre en évidence des relations linéaires plus ou moins fortes entre les différents indicateurs du SIE. Les résultats semblent indiquer que l'indicateur de consommation d'énergie primaire non renouvelable est un indicateur explicatif d'une partie de l'impact environnemental des produits de construction. Les fortes dépendances observées entre l'indicateur de référence (PE-NRe) et les indicateurs de potentiels d'acidification (ACI), d'épuisement de ressources (ADP), et de réchauffement climatique (GWP) peuvent s'expliquer par les procédés de production des matériaux et des produits de construction utilisant principalement des combustibles fossiles non renouvelables. De récents travaux montrent des résultats analogues à partir de l'ensemble des données de la base Ecoinvent sur les indicateurs identiques tels que le potentiel d'acidification (ACI), de réchauffement climatique (GWP) et de formation d'ozone photochimique (POCP) (Huijbregts et *al*, 2006). Les auteurs se sont intéressés à évaluer la possibilité d'utiliser l'indicateur d'énergie primaire fossile comme indicateur représentatif de l'impact environnemental global des produits.

Il existe aussi des limites à cette étude. L'exemple des matériaux à base de bois a montré que le choix de l'énergie non renouvelable peut ne pas toujours bien refléter les procédés de fabrication utilisant des ressources renouvelables (sous-produits). De même, la prise en compte du stockage carbone du bois entraînerait une valeur négative de l'indicateur GWP ; cette approche n'a également pas été considérée dans les modèles de régression, définis sur des données log-transformées. Par ailleurs, l'analyse a été conduite uniquement entre deux dimensions à chaque fois. Il n'est donc pas possible, dans ces conditions, de mettre en évidence des structures relationnelles qui existent entre l'ensemble des indicateurs environnementaux. Les corrélations moyennes obtenues pour certains indicateurs par rapport à l'indicateur de référence (PE-NRe) ne sont pas toujours évidentes à interpréter : l'indicateur moyennement corrélé doit-il être conservé ou supprimé du modèle d'évaluation de la base de données ? La principale limite à ce stade du travail est donc de ne pas capturer l'ensemble des dimensions au sein de l'analyse. Ce dernier aspect a pu être résolu par l'utilisation d'une méthode d'analyse multidimensionnelle qui est présentée dans la partie suivante.

6.6. Analyse multidimensionnelle du système d'indicateurs

Dans cette deuxième partie, une technique de réduction de dimensions de tableaux de données est introduite. Parmi les méthodes dites d'analyses dimensionnelles existantes au sein de la littérature statistique, l'Analyse en Composantes Principales (ACP) a été retenue.

6.6.1. Travaux existants en analyse multidimensionnelle des données ACV

Cette technique d'analyse de données est restée jusqu'à ce jour peu utilisée par la communauté ACV. Pourtant, Heijungs et Suh (2002), dans leur livre « The Computational Structure of Life Cycle Assessment », la présentent comme une méthode efficace pour identifier le lien intrinsèque entre des variables par exemple flux, procédés ou indicateurs. Parmi les travaux existants, Le Téno (1999) s'en est déjà servi pour développer une méthode graphique d'aide à la décision. L'auteur cherchait notamment à utiliser l'ACP à des fins comparatives sur des critères économiques et environnementaux. De même, Gutierrez et *al* (2010) ont récemment appliqué cette technique sur des études de cas comparatives d'ACV d'usines de traitements des déchets. Les auteurs de ces travaux montrent qu'il est possible de passer de 10 indicateurs à uniquement 2, en perdant uniquement une faible quantité d'informations entre les deux systèmes d'évaluation. Enfin, Pietrzykowski (2009) a récemment présenté des outils et méthodes statistiques dont l'ACP, pour l'analyse des bases de données ACV. En dehors de la communauté ACV, quelques travaux sont répertoriés dans la littérature environnementale : Yu et *al* (1998), par exemple, ont étudié 14 indicateurs environnementaux. Les auteurs montrent que près de 60 % de la variance totale peut être expliquée à l'aide de seulement quatre composantes principales regroupant les indicateurs air, eau, sol et biodiversité. Ils concluent leur article en proposant le développement de quatre sous-indices permettant de retranscrire la majorité des indicateurs environnementaux étudiés.

L'absence de travaux sur des données ACV de matériaux de construction, nous conduit alors à utiliser la méthode d'Analyse en Composantes Principales (ACP) sur les données de la base SLCA.

6.6.2. Principes de l'Analyse en Composantes Principales (ACP)

L'Analyse en Composantes Principales est une technique qui permet de réduire les dimensions d'un tableau de données. Cette méthode s'appuie sur un modèle géométrique et non probabiliste. L'ACP, comme les autres méthodes factorielles, a pour intérêt de mettre en évidence des comportements structurels dans le tableau de données analysé. Ce tableau de données correspond à une matrice M de dimension p x m, avec p individus, correspondant dans cette application aux différents matériaux et produits, et m variables correspondant aux différents indicateurs environnementaux calculés au chapitre 4.

L'ACP permet une analyse à deux niveaux : d'une part l'étude de la projection des individus dans le plan factoriel à n dimensions et d'autre part l'étude du nuage des variables à p dimensions. Dans le cadre de ce mémoire, seul le nuage des variables (indicateurs environnementaux) sera analysé en détail puisque les données sur les individus (matériaux, produits) ont déjà été étudiées au chapitre 5.

La première étape de la méthode consiste à calculer la matrice de corrélation permettant de se placer en ACP normée, c'est-à-dire avec des indicateurs centrés-réduits. La formule de calcul du terme général *cor* de cette matrice est présentée à l'équation 28. Puis une diagonalisation de cette matrice permet de déterminer la matrice des coefficients factoriels. Les vecteurs propres associés à cette matrice correspondent aux axes factoriels nouvellement créés. Il y a donc autant d'axes factoriels qu'il y a d'indicateurs au départ. Les valeurs propres correspondent, quant à elles, à la variance portée par les axes factoriels. Dans la littérature statistique, ces valeurs propres sont également appelées « inerties » (Lebart et *al*, 2004).

L'objectif de l'ACP consiste à maximiser la variance sur les premiers axes factoriels. Les résultats de l'ACP s'interprètent ensuite à l'aide du cercle des corrélations comme la proximité d'une variable (point) avec les axes factoriels (cf. figure 84). L'ACP permet d'identifier les corrélations existantes entre les différents indicateurs. A titre d'exemple, la figure 81 représente la construction de deux facteurs en fonction de cinq variables initiales.

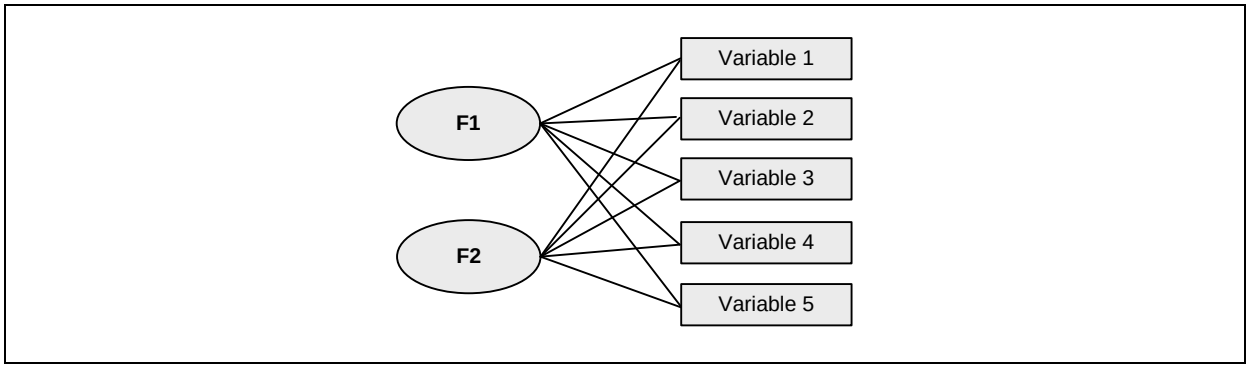


Figure 81. Représentation de deux facteurs créés après une ACP de 5 variables

Une des étapes importantes de l'ACP concerne le choix des axes factoriels à retenir pour définir les composantes principales. Différents critères existent dans la littérature statistique. Par exemple, ils peuvent correspondre au point d'inflexion de la courbe reliant les valeurs des inerties portées par les axes factoriels ou aux axes contenant une variance supérieure ou égale à 1 (critère de Kaiser). Par exemple, sur la figure 81, seuls les deux premiers facteurs F1 et F2 ont été extraits. Ces deux axes factoriels correspondent alors aux composantes principales supposées suffisantes pour correctement retranscrire le tableau de données initial.

6.6.3. Approche développée : ACP avec Varimax sur des données re-échantillonnées

La principale faiblesse de l'ACP est de chercher la maximisation de la variance sur les premiers axes. Il existe alors un risque d'optimisation mono-composante, amenant à la conclusion suivante : « une seule dimension suffit à décrire l'impact environnemental d'un bâtiment ». Du reste, les premières simulations effectuées, en phase exploratoire de cette recherche, ont mis en évidence un effet « taille » sur le premier axe factoriel. Tous les indicateurs étaient corrélés positivement. Cette approche nous a semblé trop réductrice pour correctement traduire les impacts environnementaux qui restent, par nature, pluriels. Une méthode dite de rotation des axes factoriels a alors été utilisée. Il s'agit de la méthode Varimax qui est couramment utilisée par la communauté statistique. Elle permet de clarifier l'interprétation des résultats : pour chaque axe factoriel, les coefficients de corrélations avec les variables sont soit très élevés soit proches de zéros. D'un point de vue de l'aide à la décision, cela implique que l'ACP avec Varimax est plus à même d'identifier un système d'indicateurs, qui tout en étant simplifié, ne cherche pas l'optimisation monocritère (assimilé ici à l'optimisation sur la composante 1 uniquement).

L'approche développée (ACP avec Varimax) a été conduite uniquement sur la base SLCA-p (données FDES) et pour les indicateurs calculés sur le cycle de vie complet des produits de construction. Ce choix s'est justifié afin de travailler sur un système d'indicateurs composé entre 13 et 16 indicateurs. Par exemple, les indicateurs d'évaluation du recyclage : consommation de matières récupérées (CMR) et de déchets mis en stock (STO) ne sont, à ce jour, calculés que dans les FDES (base SLCA-p).

La base SLCA-p n'est pas bien échantillonnée (beaucoup de produits d'isolation, peu de métaux par exemple). Pour cela, un re-échantillonnage a été effectué pour 33 types de matériaux présentés en annexe 36. Plusieurs simulations ACP ont été nécessaires afin d'évaluer la robustesse du choix des produits au sein des différentes typologies de matériaux. Dans cette application, l'indicateur TMR qui somme l'ensemble des ressources non énergétiques consommées a été intégré au système d'indicateurs. Quelques outils pour l'ACV des bâtiments utilisent ce type d'indicateurs comme par exemple ATHENA ou Envest (Athena Institute, 2010 ; BRE, 2010a). Il nous a donc semblé pertinent de le prendre en compte. L'ensemble de la méthodologie a été mise en œuvre sous le logiciel de statistique SPSS (SPSS, 2010).

6.6.4. Résultats

La matrice des corrélations est présentée à la figure 82. Le trait gris foncé correspond aux coefficients de corrélation similaires à ceux obtenus dans l'analyse bivariée. Les résultats montrent que l'ensemble des indicateurs ont des corrélations positives variant de 0.30 pour les plus faibles à 0.95 pour les plus élevés. La figure 83 présente le pourcentage de variance contenu sur chaque axe factoriel avant (courbe grise) et après rotation Varimax (courbe noire).

	ACI	GWP	ADP	PE	PE-NRe	POCP	Dech	DR	EAU	PA	POE	TMR	ADP-NE
ACI	1.00												
GWP	0.90	1.00											
ADP	0.91	0.98	1.00										
PE	0.89	0.95	0.96	1.00									
PE-NRe	0.90	0.98	1.00	0.96	1.00								
POCP	0.77	0.81	0.82	0.87	0.84	1.00							
Dech	0.79	0.70	0.66	0.61	0.66	0.65	1.00						
DR	0.82	0.80	0.78	0.83	0.80	0.92	0.76	1.00					
EAU	0.75	0.73	0.71	0.69	0.71	0.68	0.75	0.70	1.00				
PA	0.94	0.84	0.86	0.82	0.84	0.69	0.77	0.76	0.74	1.00			
POE	0.42	0.42	0.41	0.38	0.57	0.07	0.25	0.20	0.35	0.44	1.00		
TMR	0.75	0.74	0.68	0.69	0.68	0.68	0.86	0.80	0.77	0.72	0.46	1.00	
ADP-NE	0.61	0.37	0.41	0.38	0.39	0.35	0.61	0.54	0.47	0.68	0.31	0.45	1.00

Figure 82. Valeurs des coefficients de corrélations entre les différents indicateurs (en gris foncé ceux de l'analyse bivariée)

Ces résultats (courbe grise) montrent un effet « taille » sur la première composante avec près de 75 % de la variance avant la rotation des axes factoriels. Celle-ci chute ensuite à seulement 10 % pour la composante 2. Cette caractéristique semblait conduire à ne retenir que les deux premières composantes. C'est la raison pour laquelle la rotation Varimax a été utilisée pour mieux distribuer la variance sur les axes factoriels. Après rotation, la variance portée par le premier axe n'est plus que de 50 % environ tandis qu'elle passe à 18 % pour le second, 9 % pour le troisième axe. Le choix des composantes à retenir s'est ensuite appuyé sur le critère de Kaiser (Lebart et *al*, 2004). Ce critère stipule que les composantes à retenir doivent avoir une variance supérieure à 1. Dans le cas présent, seuls les 4 premiers axes factoriels sont à conserver.

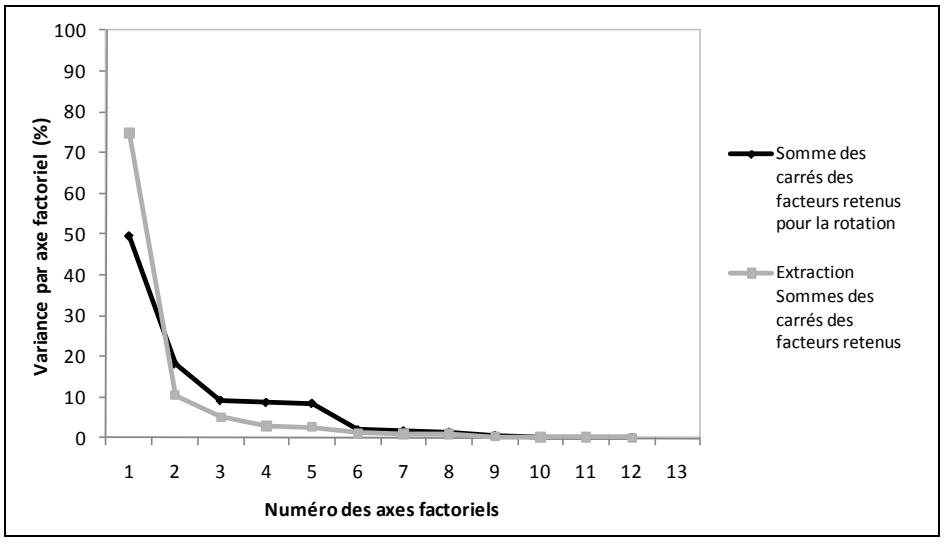


Figure 83. Variance (ou valeurs propres) de chaque axe factoriel (ou vecteur propre)

La méthode ACP permet, d'après les résultats de la variance portée par chaque axe factoriel, une réduction sensible de la dimension du tableau de données. Le tableau 45 présente les valeurs coefficients de corrélation sur les 4 premières composantes principales.

Les résultats montrent que les coefficients de corrélations pour chaque indicateur sont très différents d'une composante à une autre. Ils traduisent un degré de dépendance différent en fonction de la composante principale. Par exemple, l'indicateur d'énergie primaire totale (PE) a un coefficient de corrélation avec la composante 1 de 0.90 qui tombe à 0.30 sur la deuxième, 0.23 sur la troisième et 0.09 sur la quatrième composante. De manière générale, un indicateur ne peut pas être fortement corrélé à deux composantes en même temps. Il peut exister des situations intermédiaires comme par exemple pour l'indicateur de production de déchets radioactifs (DR). Cet indicateur a un coefficient de 0.58 sur la première et de 0.44 sur la cinquième composante.

Tableau 45. Coefficients de corrélations des indicateurs avec les composantes principales après rotation des axes factoriels pour le système d'indicateurs des 33 types de matériaux de la base SLCA-p

Base SLCA-p (FDES) re-échantillonnée	**COMP-1**	**COMP-2**	**COMP-3**	**COMP-4**
Variance des 4 comp. (86 %)	*(49.5 %)*	*(18.5 %)*	*(9.2 %)*	*(8.7 %)*
PE	0.89	0.30	0.23	0.09
PE-NRe	0.88	0.30	0.24	0.09
EAU	0.75	0.31	0.31	0.09
ADP	0.87	0.29	0.22	0.22
ADP-NE	0.09	-0.11	0.08	0.99
TMR	0.31	0.92	0.16	-0.09
ACI	0.88	0.30	0.24	0.02
GWP	0.85	0.42	0.21	0.03
POCP	0.82	0.18	0.15	-0.06
Dech	0.48	0.75	0.14	-0.11
DR	0.58	0.18	0.25	0.14
PA	0.70	0.44	0.26	-0.11
POE	0.48	0.25	0.79	0.16

Une représentation couramment utilisée par les statisticiens, consiste ensuite à projeter sur un plan à deux dimensions les coefficients de corrélations avec les composantes principales (prises deux à deux). La figure 84 présente ces cercles de corrélations entre les 4 premiers axes factoriels. La figure 84 (gauche) montre qu'après rotation Varimax, plusieurs paquets d'indicateurs, fortement corrélés aux composantes, sont identifiables. Le premier est situé au dessus de la composante 1 à droite et comprend 8 indicateurs (PE, PE-NRe, EAU, ADP, ACI, GWP, POCP, PA), le second en haut et à droite de la composante 2 comprend 2 indicateurs (TMR et Dech). Deux autres groupes (entourés en gris sur la figure) contiennent les indicateurs restants.

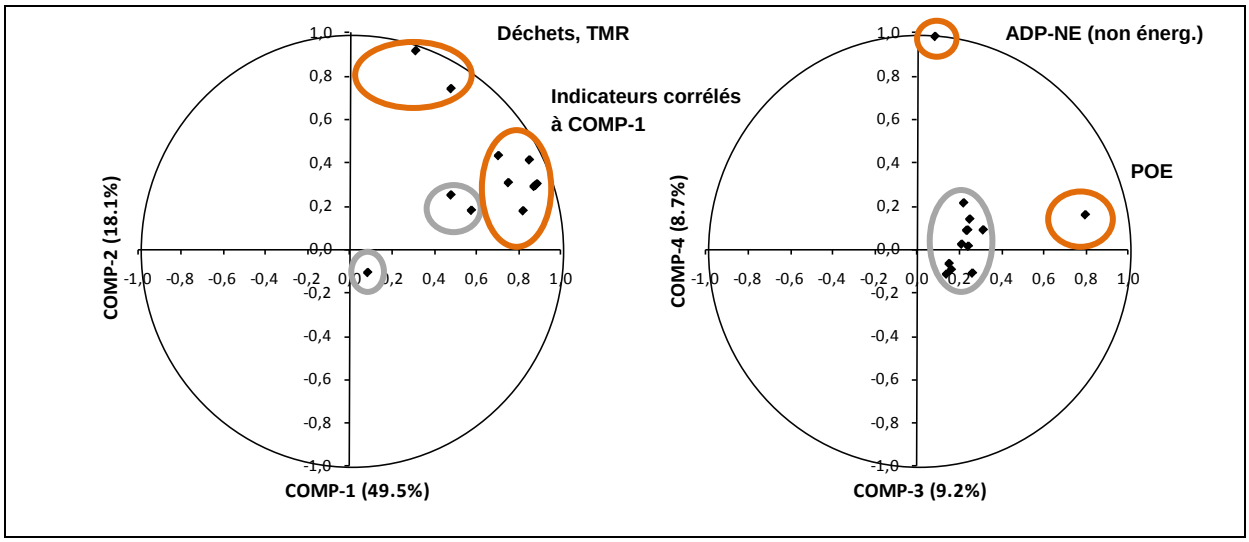


Figure 84. Cercles des corrélations après rotation, pour les composantes 1, 2, 3 et 4 du système à 13 indicateurs

L'effet de la rotation Varimax a eu pour conséquence une meilleure répartition de la variance sur les axes factoriels suivants. Par exemple, les composantes 3 et 4 sont maintenant fortement corrélées respectivement avec l'indicateur de pollution de l'eau (POE) et l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP-NE) ce qui n'était pas le cas avant rotation des axes factoriels.

Le groupe d'indicateurs corrélés à la composante 1 correspond à des indicateurs liés à la consommation énergétique non renouvelable des ressources. Le groupe corrélé à la composante 2 (TMR, Dech) correspond à des indicateurs de flux de matières entrants et sortants (déchets éliminés). Enfin, les deux autres indicateurs (POE et ADP-NE) correspondent pour l'un à un indicateur d'écotoxicité aquatique et pour l'autre à un indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques. Il est alors intéressant de noter le comportement différent des indicateurs de consommation (TMR) et d'épuisement (ADP-NE) de ressources non énergétiques, pourtant calculés à partir des mêmes flux d'inventaire de cycle de vie.

6.6.5. Analyse de sensibilité

Une analyse de sensibilité est conduite sur le nombre d'indicateurs pris en compte. Pour cela, les indicateurs d'énergie renouvelable (PE-Re), de matières récupérées consommées (CMR) et de déchets mis en stock (STO) sont maintenant rajoutés au système d'indicateurs environnementaux (SIE). L'ajout de ces trois nouveaux indicateurs a eu pour effet de distribuer la variance sur un nombre plus important d'axes factoriels. Le nombre de composantes principales à retenir est également plus élevé que précédemment. A partir de 16 indicateurs au départ, 7 composantes sont à conserver. Nous retrouvons les quatre composantes déjà évoqués auparavant pour trois nouvelles composantes fortement corrélée aux nouveaux indicateurs (PE-Re, CMR et STO). Ces indicateurs ne traduisent donc pas un critère énergétique non renouvelable que semblait définir la composante 1. Cette analyse de sensibilité illustre une des principales limites de l'ACP. En fonction du nombre d'indicateurs utilisés dans le système d'évaluation, le nombre de composantes à retenir peut varier.

Néanmoins, l'ACP reste une méthode efficace pour éliminer les redondances. Par exemple, une deuxième analyse de sensibilité a été menée avec les flux de ressources fossiles (charbon, gaz, pétrole etc.). Elle montre, dans ce cas précis, que l'ajout de ces nouvelles variables ne vient pas augmenter le nombre de composantes puisque cette fois-ci, il s'agit de variables corrélées à celles de la première composante (dominée par l'énergie non renouvelable).

6.6.6. Discussion des résultats

L'ACP avec Varimax apparaît comme une méthode efficace pour identifier les dépendances entre les indicateurs environnementaux. Elle permet d'éliminer pas à pas les corrélations qui existent dans un système d'évaluation, pour ne finalement conserver que les composantes principales qui, d'un point de vue statistique, sont quasiment décorrélées entre elles. Il serait intéressant d'intégrer des méthodes dites d'analyses de sensibilité globale au sens de Jacques (2005) pour évaluer la robustesse des résultats. Cependant ce type d'approche n'a pas pu être intégré à ce jour.

À ce stade, les résultats ne sont pas encore représentatifs de l'impact environnemental d'un bâtiment. Le travail a été mené sur la base de données SLCA avec des unités fonctionnelles ramenées au kilogramme de matériaux. Il sera nécessaire d'appliquer la démarche sur des bâtiments pour confirmer ou infirmer les résultats obtenus dans cette étude.

6.7. Synthèse du chapitre

Dans ce chapitre, une analyse multidimensionnelle du système d'indicateurs de la base de données a été présentée. Deux axes de travail ont été développés. En phase exploratoire, l'utilisation des méthodes de régression linéaire a permis d'apprécier visuellement la dépendance entre l'énergie primaire non renouvelable et les autres indicateurs. De même, elle a permis de montrer des exceptions pour certains indicateurs. Cependant, seules deux dimensions étaient étudiées. Le choix d'un indicateur supposé de référence (variable explicative) pouvait ne pas toujours expliquer d'autres relations. Pour cela, le travail à l'échelle de l'ensemble du tableau des indicateurs (soit 13 dimensions) était nécessaire.

Dans un deuxième temps, l'utilisation de l'ACP a permis de travailler sur les 13 dimensions du système d'indicateurs de la base de données. Une partie des résultats obtenus à l'aide des modèles de régression linéaire a été confirmée. Le principal apport de l'ACP a été de séparer des groupes d'indicateurs quasiment décorrélés entre eux. Une première composante mise en évidence reste dominée par le critère énergétique non renouvelable. Les trois autres composantes contiennent les indicateurs les moins corrélés à l'énergie non renouvelable dans l'étude préliminaire à savoir : les déchets, l'épuisement de ressources non énergétiques et la pollution de l'eau. Il semble alors que l'impact environnemental des produits de construction sur leur cycle de vie puisse se réduire à quatre composantes.

Cette contribution permet de confirmer les résultats de précédentes études montrant le lien fort entre la consommation d'énergie, les émissions de gaz à effet de serre et la pollution de l'air par exemple. Elle montre également que, pour améliorer la complétude de l'évaluation environnementale, les indicateurs ADP non énergétiques ou ADP Elements sont à prendre en compte. À ce jour, aucun outil pour l'ACV des bâtiments ne les utilisent. Ils se basent sur les indicateurs ADP (ressources fossiles et non énergétiques) ou TMR, respectivement corrélés aux indicateurs d'énergie non renouvelable ou de déchets.

Il existe cependant des limites à ce travail : seule une partie du système d'indicateurs complet a été analysée. Par exemple, les indicateurs de biodiversité, d'eutrophisation ou de destruction de la couche d'ozone stratosphérique n'ont pas été étudiés (problème de complétude). L'ACP étant sensible au nombre de variables, une autre analyse à partir de nouveaux indicateurs ne donnerait pas forcément les mêmes résultats. Enfin, il faut rappeler que l'ACP est une méthode qui permet plus d'évaluer la variabilité existante au sein d'un ensemble d'indicateurs, que d'évaluer l'importance relative des indicateurs d'impacts (Gutierrez et *al*, 2010). Ce dernier aspect fait régulièrement l'objet de discussions au sein de la SETAC ou de l'ILCD. L'ACP peut en revanche y contribuer.

CHAPITRE 7

DÉVELOPPEMENT DE MODÈLES SIMPLIFIÉS DE CALCUL DES IMPACTS

7.1. Objectif du chapitre

Ce chapitre s'intéresse à la simplification du besoin en données de flux d'inventaire de cycle de vie utilisées pour l'évaluation de l'impact environnemental des bâtiments. Il s'agit plus précisément de déterminer des modèles simplifiés de calcul des impacts (MSCI) entre les flux et les indicateurs.

Pour des applications sectorielles (par exemple le secteur de la construction), la prise en compte de l'ensemble des flux élémentaires peut parfois être inutile, une partie d'entre eux étant négligeable dans le calcul des impacts. A l'échelle internationale, seuls quelques modèles de calcul des impacts utilisent un nombre très élevé de flux d'inventaire de cycle de vie. Par exemple, le modèle USES-LCA inventorie près de 250 substances d'émissions dans l'air, l'eau et le sol pour déterminer l'indicateur d'impact sur la toxicité humaine (Huijbregts et *al*, 2000). A l'échelle de la base de données SLCA, les indicateurs d'impacts ne nécessitent pas le même nombre de flux (tableau 46). Par exemple, l'indicateur de potentiel d'acidification (ACI) s'appuie uniquement sur quatre flux. À l'inverse, d'autres indicateurs comme ceux d'épuisement de ressources abiotiques (ADP, ADP-NE, ADP Elements) ou de toxicité (PA, POE) nécessitent pour leur calcul respectivement 49, 44, 30, 35 et 40 flux.

Tableau 46. Nombre de flux environnementaux utilisés par quelques indicateurs d'impacts intégrés à la base de données SLCA

Abr.	Indicateur d'impacts	Nombre de flux utilisés
ADP	Potentiel d'épuisement de ressources	49
ADP-NE	Potentiel d'épuisement de ressources non énergétiques	44
PA	Pollution de l'air	35
ACI	Potentiel d'acidification	4
POE	Pollution de l'eau	40

L'approche développée dans ce chapitre est une méthode dite de recherche de déterminants sur critère statistique. Cette problématique s'apparente à de l'analyse de sensibilité globale (Jacques, 2005). Elle consiste à identifier les flux environnementaux qui jouent un rôle prépondérant dans le calcul de tout indicateur d'évaluation des impacts à l'échelle d'un bâtiment. Ce chapitre présente, dans un premier temps, la méthode développée. Puis, une application porte sur les indicateurs d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP-NE) et de pollution de l'air (PA). Le choix de ces deux indicateurs permet de travailler à la fois sur la caractérisation des flux de ressources entrants du système et des flux d'émissions sortants du système (figure 85).

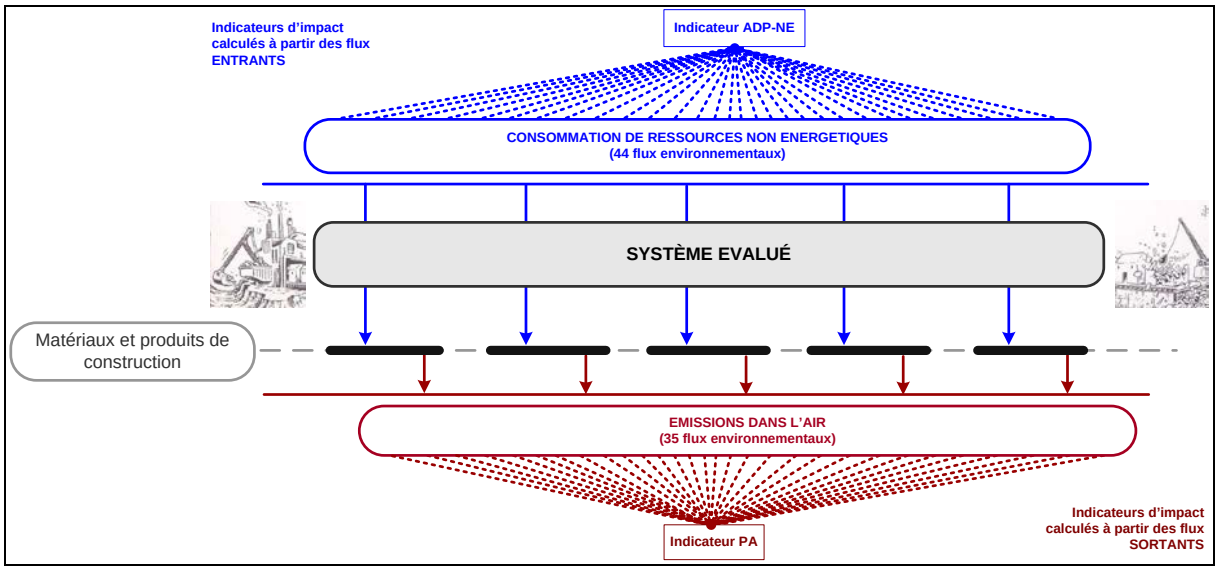


Figure 85. Représentation du système « bâtiment » et des flux de ressources non énergétiques et d'émissions dans l'air nécessaires au calcul de deux indicateurs d'impact

7.2. Approches existantes

Dans l'état actuel des connaissances en ACV, il ne semble pas exister de travaux portant sur la simplification des modèles de calcul des indicateurs d'impacts. Par exemple, le Journal International des ACV ou le Journal d'Ecologie Industrielle ne mentionnent pas de précédents travaux sur ce sujet. Ce constat peut s'expliquer dans la mesure où, ces dernières années, la communauté ACV a plutôt cherché à rendre plus exhaustives les méthodes d'évaluation des impacts que d'essayer de les simplifier.

Même si la littérature ne semble pas reporter de travaux dans ce domaine, il existe des possibilités de simplification à partir des logiciels d'ACV existants. Par exemple, l'identification des flux déterminants d'un indicateur d'évaluation d'impact peut s'appuyer sur un logiciel d'ACV possédant une traçabilité des flux d'inventaire de cycle de vie lors de la présentation des résultats. À ce jour, seuls quelques outils comme SimaPro, GaBi ou TEAM Bâtiment permettent cette traçabilité (Pré Consultants, 2010; PE, 2010; Ecobilan, 2010b). Il serait alors possible de modéliser des dizaines de bâtiments. Pour chaque étude de cas, les contributions relatives des flux seraient calculées et les flux les plus significatifs identifiés. En collectant ces informations sur un échantillon suffisamment représentatif, des modèles simplifiés de calcul seraient déterminés à partir de ces retours d'expériences.

Cependant, il existe deux limites opérationnelles à l'utilisation de cette approche. D'une part, il n'existe pas, à ce jour, de retours d'expériences suffisants d'ACV de bâtiments. D'autre part, les indicateurs considérés ne correspondent pas toujours à ceux de la base SLCA. Par exemple, aucun logiciel pour l'ACV des bâtiments n'utilise l'indicateur ADP Elements. Par conséquent, cette approche ne peut être retenue ici et une nouvelle méthode doit être développée.

7.3. Méthodologie de recherche de flux déterminants sur critère statistique

Finalement, une approche, basée sur un modèle statistique, a été mise au point. Elle consiste à identifier, préalablement à toute étude de cas d'ACV bâtiment, les flux déterminants d'un indicateur d'impact à l'échelle d'une base de données d'inventaire de cycle de vie. Au-delà, elle identifie la variabilité de l'indicateur d'un produit de construction à un autre. Si cette méthode est appliquée ici à une base de données sur les matériaux et produits de construction, elle pourrait être utilisée sur d'autres bases de données d'inventaire de cycle de vie concernant des secteurs économiques autres que celui de la construction. La figure 86 présente les six étapes de la méthode développée. Chacun des six points est présenté en détail dans la suite.

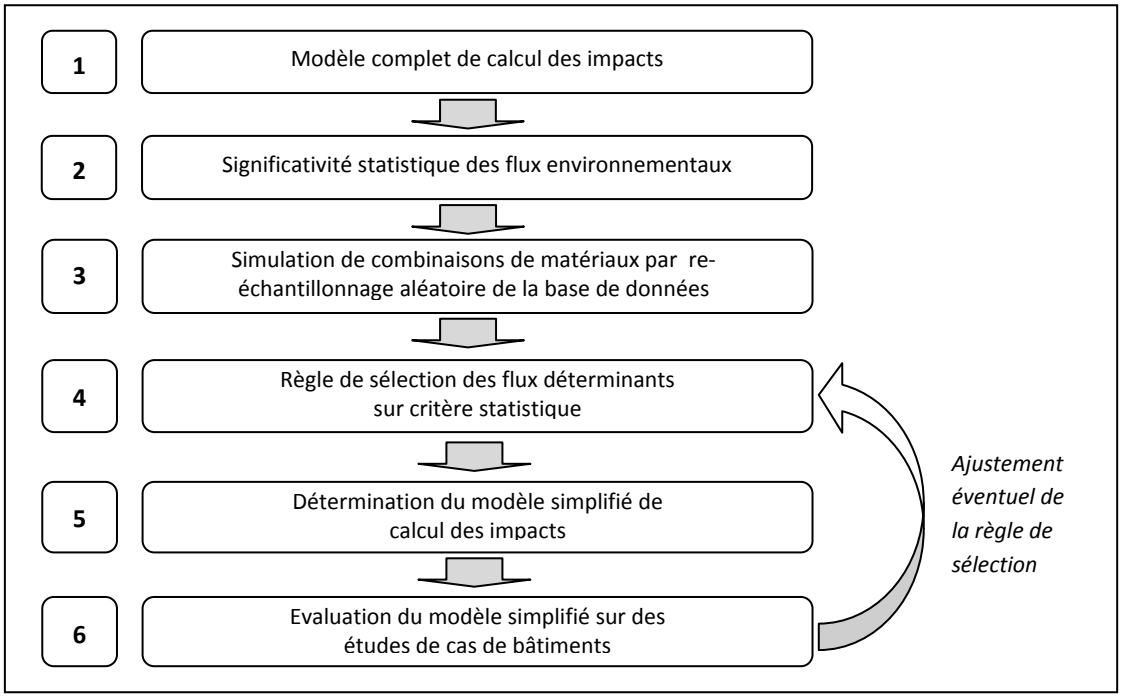


Figure 86. Présentation de la méthode développée

7.3.1. Modèle complet de calcul des impacts

Dans cette première étape, les valeurs numériques de l'indicateur d'impact sont déterminées à l'aide du modèle complet de calcul des impacts (MCCI), pour l'ensemble des systèmes de produits pris en compte dans la base de données (équation 31).

Équation 31. Formule de calcul de l'indicateur d'impact à partir du MCCI

$$I_{m,p} = \sum_{x=1}^{n} \left(F_{x,p} \times C_{x,m} \right)$$

$F_{x,p}$: flux x d'inventaire de cycle de vie pour un matériau ou produit p pour une unité fonctionnelle donnée
$C_{m,x}$: facteur de caractérisation de la catégorie d'impact m du MCCI pour le flux d'inventaire x
$I_{m,p}$: indicateur d'impact I relatif à la catégorie d'impact m pour un matériau ou produit p

Ce modèle est un modèle linéaire additif où tous les flux apparaissent avec un coefficient de pondération (le facteur de caractérisation introduit au chapitre 4).

7.3.2. Significativité statistique des flux environnementaux

L'objectif est de détecter les flux environnementaux qui sont déterminants dans le calcul de l'indicateur d'impact. Pour cela, nous utilisons le cadre de la régression linéaire multiple pour réajuster le modèle complet de calcul des impacts. Cette approche permet de déterminer la significativité de chacun des flux d'inventaire de cycle de vie. Cela revient à éliminer les flux peu influents dans le calcul d'un indicateur, c'est-à-dire :

- les flux ayant une valeur très faible pour l'ensemble des produits retenus,
- les flux fortement corrélés aux autres,
- les flux ayant un niveau stable sur l'ensemble des produits (ce qui permet alors de les mettre dans la constante du modèle linéaire).

L'équation du modèle est de la forme suivante :

Équation 32. Modèle de régression linéaire multiple entre les flux d'inventaire et l'indicateur d'impact

$$I_{m,p} = C^*_{0,m} + \sum_{x} F_{x,p} \times C^*_{x,m} + \varepsilon_{m,p}$$

Avec
$I_{m,p}$: indicateur relatif à la catégorie d'impact m estimé par le modèle de régression calculé à partir des n flux
$C^*_{m,x}$: facteur de caractérisation estimé par le modèle relatif au flux d'inventaire x et à la catégorie d'impact m
$C^*_{0,m}$: constante du modèle linéaire relative à la catégorie d'impact m
$F_{x,p}$: flux d'inventaire x relatif au matériau ou produit p pour une unité fonctionnelle donnée
$\varepsilon_{m,p}$: résidu représentant l'ensemble des flux négligés du modèle complet

Il faut, à ce niveau, s'assurer que les facteurs estimés C* correspondent bien en moyenne à ceux du modèle complet. Comme tout modèle de régression, il s'accompagne de paramètres de diagnostic utiles (R^2, F de Fisher, T-statistique et p-valeur pour chaque C*). Parmi ces paramètres, la p-valeur a été choisie comme critère statistique pour évaluer la significativité des flux.

La p-valeur se calcule à partir des paramètres présentés ci-dessous :

- les facteurs estimés C*, paramètres du modèle reliant la variable dépendante (l'indicateur d'impact) aux variables explicatives (les flux).

- l'erreur-type de C*, paramètre quantifiant l'incertitude associée au facteur C* estimée par le modèle. La formule de calcul de l'erreur-type n'est pas donnée dans ce mémoire en raison de son écriture lourde et peu utile à la compréhension de la démarche. Elle peut être retrouvée dans la littérature statistique existante (Dehon et *al*, 2008).

- la T-statistique, paramètre sans dimension correspondant au quotient de l'estimation C* par son erreur-type. La T-statistique normalise la valeur des facteurs C* (ou « studentise » au sens de la littérature statistique) pour les ramener sur une même échelle. L'écart à zéro de la T-statistique peut alors être testé.

Par exemple, le coefficient C sera jugé significatif si T est éloignée de zéro. Sa formule de calcul est la suivante:

Équation 33. Formule de calcul de la T-statistique

$$T_{x,m} = \frac{C^*_{x,m}}{err(C^*_{x,m})}$$

*T: T-statistique relative au facteur de caractérisation C**
*err(C) : erreur-type relative au facteur de caractérisation C**

La p-valeur correspond finalement à l'aire grisée sous la courbe de la loi de probabilité de la T-statistique présentée à la figure 87. Une p-valeur élevée, par exemple supérieure à 0.20 (figure 87 gauche), signifie que la T-statistique est proche de zéro. Le facteur C* est dans ce cas-là jugé non-significatif ; le flux associé est alors non déterminant. À l'inverse, une p-valeur faible, par exemple inférieure à 0.01 (figure 87, droite) signifie que la T-statistique est éloignée de zéro. Le facteur C* est alors jugé très significatif. Le flux associé est donc à prendre en compte dans le modèle simplifié de calcul des impacts (MSCI). À l'issue du calcul de la p-valeur, les flux peuvent être ordonnés par ordre décroissant de significativité (c'est-à-dire par ordre croissant des p-valeurs).

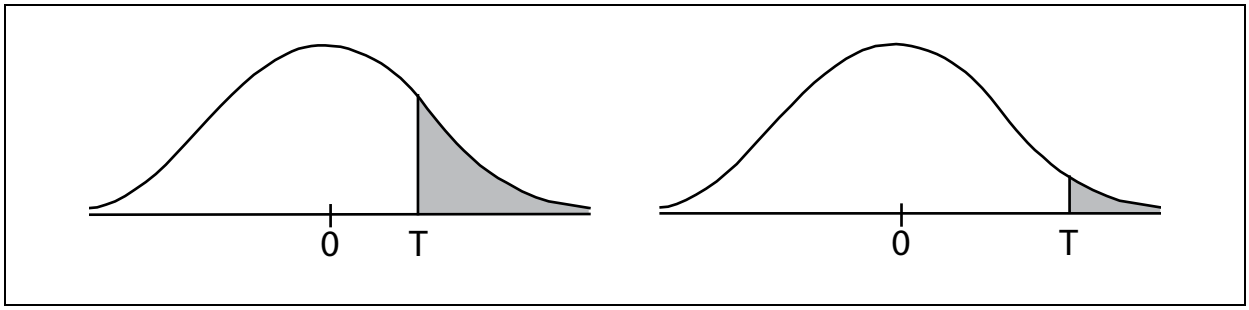


Figure 87. Loi de probabilité de la T-statistique sous l'hypothèse C = 0

Une procédure de re-échantillonnage de la base de données d'inventaire de cycle de vie a ensuite été mise en place afin de proposer un modèle qui puisse être suffisamment robuste pour être utilisé dans différentes études de cas d'ACV bâtiment.

7.3.3. Simulations de combinaisons de matériaux par re-échantillonnage aléatoire de la base de données d'inventaire de cycle de vie complète

L'absence de retour d'expériences sur des modélisations d'ACV de bâtiments impose de développer un modèle à l'échelle d'une base de données d'inventaire de cycle de vie. Afin de s'assurer que la méthode reste valide dans la plupart des cas de bâtiments, un sous-ensemble composé de p' contributeurs (p' < p) de la base de données complète, est tiré au hasard. Le processus est répété M fois. Il est supposé, à cette étape, que tout bâtiment peut être potentiellement décrit à l'aide de ce sous-ensemble. Le re-échantillonnage au sein de la base de données a pour but de simuler la diversité des combinaisons de matériaux utilisés dans les bâtiments et de tester la robustesse du modèle.

Un schéma de principe pour la sélection des p' individus de la base de données B_P est donné à la figure 88. Il présente les deux critères de choix de la valeur de p' optimal : le critère de robustesse et le critère de représentativité.

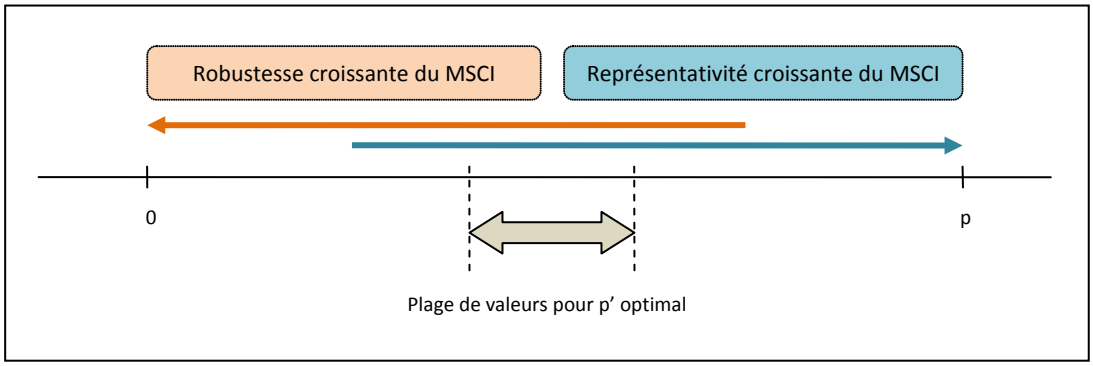
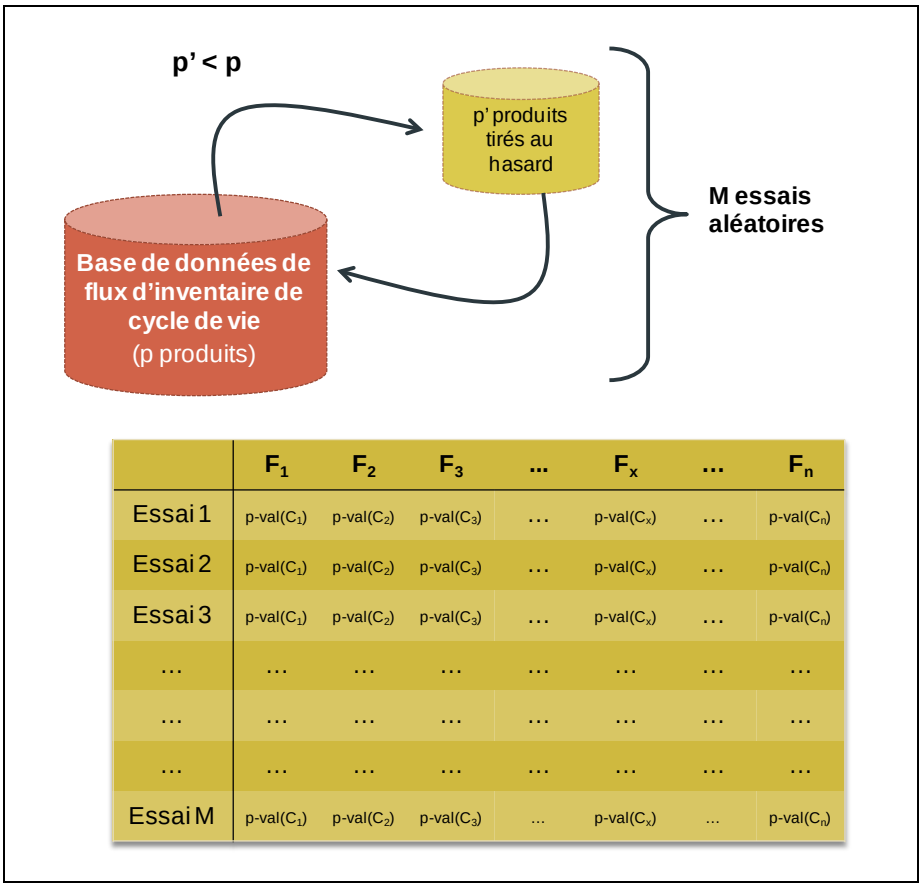


Figure 88. Principe de choix de la valeur du sous-ensemble p' de la base de données B_p

La significativité statistique est malheureusement une notion fluctuante : elle dépend de l'échantillon utilisé et de la taille du modèle utilisé. La taille d'échantillonnage p' ne doit être ni trop forte ni trop faible. D'un point de vue statistique, pour p' trop élevé, il y a similitudes des échantillons et les résultats sont stables mais potentiellement biaisés (forte représentativité). À l'inverse, pour p' trop faible, nous testons efficacement la robustesse (diversité des échantillons), mais cela induit une variabilité importante dans les résultats. Il sera alors difficile de discriminer les flux déterminants. Le choix de p' résulte d'un compromis entre une robustesse et une représentativité acceptables. Il n'y a donc pas de règle générale.

Le nombre de tirages M aléatoires est en revanche à maximiser afin de s'assurer de la robustesse du modèle vis-à-vis de ce paramètre. Par exemple, 10000 tirages peuvent être considérés, ce qui permet d'obtenir des temps de simulations très réduits sur des ordinateurs actuels (5 minutes).



	F_1	F_2	F_3	...	F_x	...	F_n
Essai 1	p-val(C_1)	p-val(C_2)	p-val(C_3)	...	p-val(C_x)	...	p-val(C_n)
Essai 2	p-val(C_1)	p-val(C_2)	p-val(C_3)	...	p-val(C_x)	...	p-val(C_n)
Essai 3	p-val(C_1)	p-val(C_2)	p-val(C_3)	...	p-val(C_x)	...	p-val(C_n)
...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...
Essai M	p-val(C_1)	p-val(C_2)	p-val(C_3)	...	p-val(C_x)	...	p-val(C_n)

Figure 89. Principe du re-échantillonnage de la base de données d'inventaire de cycle de vie

Pour chaque tirage aléatoire des p' produits, les n p-valeurs des flux sont calculées et classées par rang de la première place (significativité la plus grande), à la $n^{ième}$ place (significativité la plus faible). À l'issue du re-échantillonnage, M facteurs C* et M p-valeurs sont obtenus pour chaque flux d'inventaire de cycle de vie (figure 88).

En raison de la valeur généralement élevée de M, une présentation des résultats des rangs des p-valeurs sous la forme de boxplots est proposée. Ce mode de représentation permet visuellement d'apprécier pour les M tirages aléatoires la médiane des rangs des p-valeurs de chaque flux d'inventaire ainsi que leur dispersion. Un exemple de cette représentation est donné à la figure 90. Chaque boxplot (en grisé) présente différents paramètres statistiques qui sont définis dans le glossaire de ce mémoire.

Sur cet exemple présentant les résultats obtenus pour 44 flux d'inventaire de cycle de vie, les boxplots ne sont pas toutes situées au même niveau. Pour certains flux d'inventaire, le rang médian des p-valeurs est très faible et les boxplots sont très resserrées. À l'opposé, pour de nombreux flux, le rangs des p-valeurs est beaucoup plus élevé et surtout plus dispersé (étirement de la boxplot). Nous proposons alors d'utiliser deux paramètres de la boxplot (médiane et distance interquartile) pour choisir les flux qui feront partie du modèle simplifié de calcul des impacts. Cette étape est l'objet de la prochaine partie.

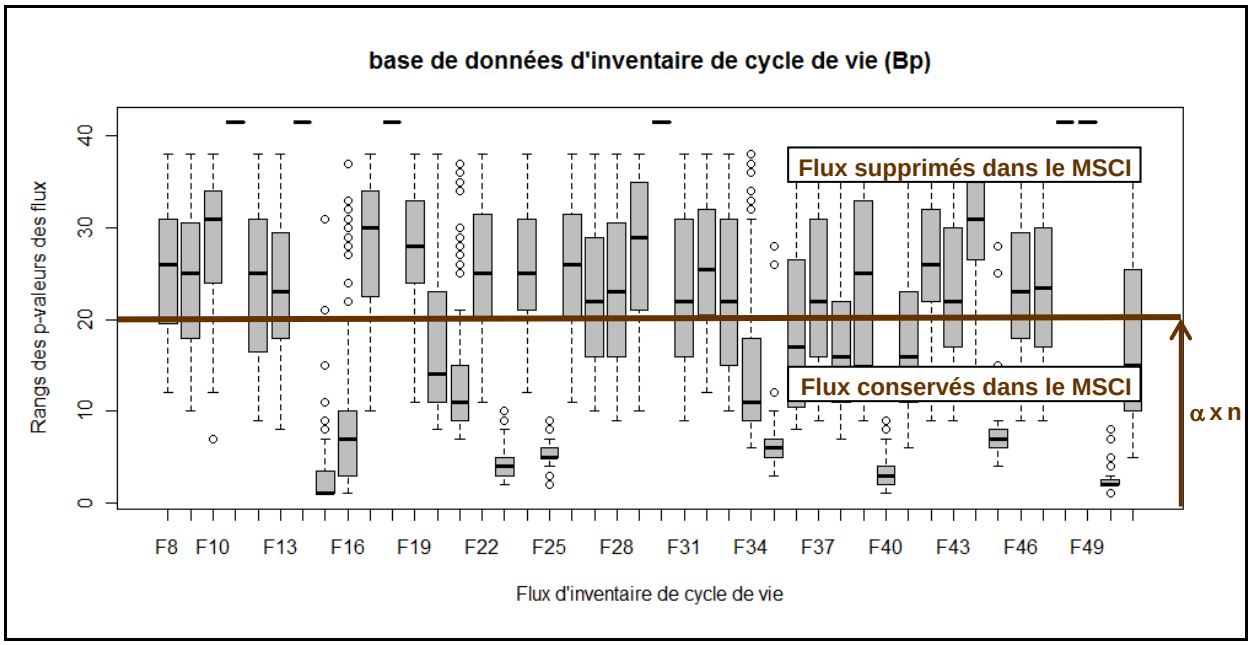


Figure 90. Visualisation des boxplots des rangs moyens des p-valeurs des flux d'inventaire pour une base de données d'inventaire de cycle de vie Bp

7.3.4. Règle de sélection des flux déterminants sur critère statistique

Une règle de sélection des flux déterminants est maintenant introduite. Elle permet de retenir seulement (n - k) flux à partir des résultats présentés par exemple à la figure 90 (avec k correspondant au nombre de flux supprimés dans le modèle simplifié).

Cette règle de sélection est définie sur la base de la médiane (med) et de l'intervalle interquartiles (IQ) du rang des p-valeurs de chaque flux d'inventaire. Le choix de ces deux paramètres permet d'une part de poser une condition sur la valeur médiane et d'autre part sur la dispersion de la distribution des données.

Comme conditions de sélection, deux inégalités bornant la valeur de ces deux paramètres statistiques sont proposées. Pour cela, des coefficients de sélection α et β sont utilisés. Ils sont compris entre 0 et 1 et sont à définir en fonction des objectifs de l'étude.

Équation 34. Règle de sélection des flux d'inventaire pour le MSCI

$$Si \;\; med\left[r(p.val_{F_{x,p}})\right] \leq \alpha \times n \;\; et \;\; IQ\left[r(p.val_{F_{x,p}})\right] \leq \beta \times n \;\; alors \;\; F_{x,p} \in MSCI$$

Avec med : médiane du rang moyen pour chaque flux d'inventaire
IQ : intervalle interquartiles contenant 50 % des M rangs de la p-valeur
n : nombre de flux d'inventaire utilisé pour le calcul de l'indicateur I
r(p.val) : rang de la p-valeur
$F_{x,p}$: flux d'inventaire x relatif au matériau ou produit p pour une unité fonctionnelle donnée
α, β : coefficient de sélection des flux (pour tout $0 < \alpha < 1$ et $0 < \beta < 1$)
α x n : seuil de sélection des flux à partir de la médiane
β x n : seuil de sélection des flux à partir de la distance interquartiles

La figure 91 présente un schéma de principe du choix des coefficients de sélection α et β. À l'image du paramètre p' (figure 88), ce choix se fait à l'aide de deux critères. Il s'agit d'une part de minimiser le nombre de flux à conserver tout en maintenant une bonne précision du modèle de calcul des impacts.

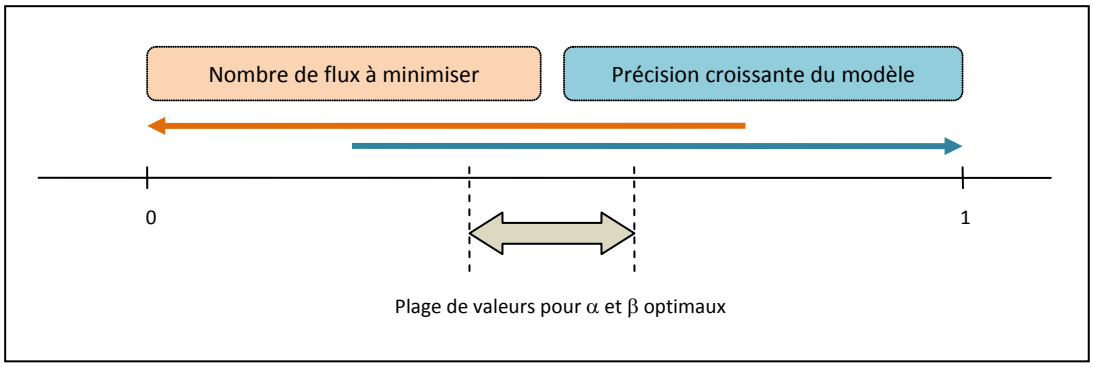


Figure 91. Principe de choix des coefficients de sélection de α et β

En général, le choix des flux supposés déterminants peut être fait graphiquement à l'aide par exemple des boxplots des rangs des p-valeurs. Par exemple, dans l'illustration donnée à la figure 90, en choisissant α = β = 0.45, la sélection des médianes et distances interquartiles des rangs des p-valeurs est limitée à celles inférieures ou égales à (α x n) = (β x n) = 20 sachant n = 44. Dans cet exemple, seuls 15 flux sur les 44 (en tout) sont retenus.

La définition des coefficients α et β se fait par itérations successives. En effet, lors de la première utilisation de la méthode, il ne sera pas possible de savoir si ce choix garantit une bonne précision du modèle. Pour cela, le modèle simplifié de calcul des impacts devra être évalué sur des études de cas de bâtiments. Dans certains cas, la règle de sélection devra être ajustée en fonction de la précision recherchée pour le modèle d'évaluation des impacts.

7.3.5. Détermination du modèle simplifié de calcul des impacts

Une fois les valeurs de α et β fixées, les flux retenus dans le MSCI sont classés par ordre décroissant de leur importance (voir tableau 47) sur la base de la médiane des rangs des p-valeurs de chaque flux. Les distances interquartiles (IQ) sont également précisées. Elles hiérarchisent les flux dans le cas où deux d'entre eux auraient une médiane des rangs identique. Enfin, les facteurs C* estimés par le modèle sont reportés ainsi que les facteurs C exacts. Les facteurs C*, correspondant à la médiane des M facteurs C*, sont qualifiés dans la méthodologie de facteurs C* robustes.

Tableau 47. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs

MSCI de l'indicateur $I_{p,m}$ pour (α x n) = 4.4 et (β x n) = 4.4					
N° du flux	**Nom du flux**	**Rang médian**	**Distance interquartiles**	**Facteur robuste C***	**Facteur exact C**
F15	Flux…	1	3	3.05	2.08
F50	Flux…	2	1	1.05	1.05
F40	Flux…	3	2	2.50	2.34
F23	Flux…	4	2	10.01	9.50
etc.					

Ce tableau de synthèse permet de connaître la règle de sélection appliquée au MSCI, les flux pris en compte ainsi que les facteurs C* et C exacts. Deux cas de figure se présentent alors :

- soit les facteurs C* robustes sont identiques aux facteurs C exacts et il n'existe qu'une seule formule de calcul simplifié de l'indicateur,
- soit les facteurs C* robustes sont différents des facteurs C exacts, il existe alors deux formules de calcul simplifié de l'indicateur.

Par exemple, la formule de calcul de l'indicateur, calculé à partir du MSCI utilisant les facteurs C* robustes, est la suivante :

Équation 35. Formule de calcul de l'indicateur à partir du MSCI et des facteurs estimés C*

$$I^*_{m,p} = C^*_{0,m} + \sum_{x \in Z} F_{x,p} \times C^*_{x,m} \quad \forall\, m, p \quad Z = ensemble\ des\ indices\ x\ des\ \ flux\ retenus$$

$$card\ Z = (n-k)$$

Avec $I^*_{m,p}$: indicateur d'impact environnemental estimé par le MSCI
*(n-k) : nombre de flux d'inventaire utilisés dans le MSCI pour calculer l'indicateur I**
$C^*_{x,m}$: facteur de caractérisation estimé par le modèle relatif au flux d'inventaire x et à la catégorie d'impact m
$F_{x,p}$: flux d'inventaire x relatif au matériau ou produit p pour une unité fonctionnelle donnée

La formule est identique pour le modèle utilisant les facteurs C exacts. Seuls les facteurs C* sont à remplacer par les C exacts. La constante du modèle linéaire multiple ($C^*_{0,m}$) est incluse dans l'équation (formule générale).

7.3.6. Évaluation des modèles simplifiés de calcul des impacts sur des études de cas de bâtiments

L'équation 35 a été établie à partir de M re-échantillonnages d'un sous-ensemble p' d'une base de données B_p d'inventaire de cycle de vie contenant p contributeurs. Le modèle simplifié de calcul des impacts n'a donc pas encore été utilisé sur des études de cas d'ACV de bâtiments. Pour cela, une phase d'évaluation de ce modèle est maintenant envisagée. La principale différence entre l'échelle

« base de données » et l'échelle « études de cas » tient à la pondération des différentes unités fonctionnelles (kg, m^2…) des contributeurs dans chaque étude de cas.

Soit un bâtiment modélisé à partir de la base de données complète B_p. L'ensemble des flux d'inventaire de cycle de vie de chaque contributeur p contenu dans la base est alors pondéré par une quantité m. La formule de calcul de l'indicateur à l'échelle du bâtiment à partir du MSCI et des facteurs estimés C* est alors la suivante :

Équation 36. Formule de calcul de l'indicateur s'appuyant sur les facteurs de caractérisation estimés à partir du MSCI pour un bâtiment

$$I^*_{m,bâtiment} = \sum_p m_p \times \left(C^*_{0,m} + \sum_{x \in Z} F_{x,p} \times C^*_{x,m} \right) \quad \forall\, m, p$$

m_P : quantité du matériau ou produit p dans le bâtiment
$I^*_{m,bâtiment}$: indicateur relatif à la catégorie d'impact m pour le bâtiment complet

Les résultats de l'indicateur d'impact (MSCI) calculés à l'aide des facteurs C* robuste peuvent être différents des facteurs C exacts. La formule de calcul de l'écart relatif entre les deux indicateurs est présentée à l'équation 37.

Équation 37. Rapport entre l'indicateur estimé à partir du MSCI (C* robuste) et l'indicateur estimé à partir du MSCI (C exact)

$$r^*_{m,bat} = \frac{I^*_{m,bat}(MSCI) - I_{m,bat}(MSCI)}{I_{m,bat}(MSCI)}$$

A priori rien ne garantit, sur le plan statistique que les facteurs C exacts et C* robustes soient égaux. C'est la raison pour laquelle le calcul de ce rapport est inclus dans la méthode. Dans le cadre de ce mémoire, l'évaluation des modèles simplifiés à l'échelle d'un bâtiment sera présentée au chapitre 8. Dans la suite de ce chapitre, seule la détermination des MSCI à l'échelle de la base de données SLCA est illustrée dans le cas des indicateurs ADP-NE et PA.

7.4. Application sur les données Ecoinvent et FDES

Les bases de données SLCA-m (données Ecoinvent) et SLCA-p (données FDES) ont été utilisées pour illustrer la méthode développée. Il a été décidé de ne pas fusionner les données de ces deux bases. Les résultats obtenus seront donc présentés pour chaque base de données séparément.

7.4.1. Choix des modèles de calcul des impacts à étudier

Dans la base SLCA, deux indicateurs d'impact font appel à un nombre particulièrement élevé de flux pour leur détermination : il s'agit des indicateurs d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP-NE) et de pollution de l'air (PA). Le premier utilise 44 flux de ressources dans son modèle de calcul. Le second est, quant à lui, calculé à partir de 35 flux d'émissions dans l'air. Le choix de prendre en compte l'indicateur ADP-NE plutôt que l'indicateur ADP se justifie par la forte corrélation mise en évidence entre cet indicateur et l'indicateur PE-NRe au chapitre 6. Cette corrélation a montré que les ressources énergétiques non renouvelables (fossiles) construisent de manière prépondérante cet indicateur. Or, nous cherchons à développer un système d'indicateurs environnementaux (SIE) qui soit à la fois réduit et représentatif de l'impact environnemental global. C'est la raison pour laquelle l'indicateur ADP limité aux ressources non énergétiques est étudié dans cette application.

7.4.2. Choix des hypothèses et du logiciel de simulation

La méthode de recherche de déterminants sur critère statistique a été mise en œuvre sous le logiciel de statistique R (R Project, 2010). Les hypothèses de simulation retenues sont présentées au tableau 48.

Tableau 48. Hypothèses de simulation retenues pour les indicateurs ADP-NE et PA

Hypothèses de simulation retenues	ADP-NE	PA
Données ACV matériaux (Ecoinvent) intégrées à la base SLCA-m	108	
Type d'inventaire des matériaux ou produits de construction étudiés (production, cycle de vie complet...)	inventaire de production	
Données ACV produits (FDES) intégrées à la base SLCA-p	400	
Nombre de flux d'inventaire de cycle de vie utilisés dans le MCCI	44	35
Sous-ensemble p' de la base SLCA-m	50	50
Sous-ensemble p' de la base SLCA-p	60	60
Nombre M de tirages aléatoires sur la base de données	10000	10000
Valeur des paramètres α et β de sélection des flux pour le MSCI	α = 0.25 β = 0.25	α = 0.33 β = 0.33

Les données d'inventaire utilisées dans l'application correspondent aux inventaires de production des matériaux et produits de construction. Les données de la phase de production ont été retenues afin de travailler sur la phase du cycle de vie la plus déterminante (cf. partie 5.4.5). Pour le choix de la valeur de p' optimal au sens du compromis représentativité / robustesse, plusieurs valeurs ont été testées.

Dans cette application, p' est pris égal à 50 pour la base SLCA-m et 60 pour la base SLCA-p. Ces valeurs ont été utilisées pour les deux indicateurs (ADP-NE et PA). Pour le choix des valeurs des coefficients de sélection α et β, plusieurs valeurs ont également été testées. Ces coefficients résultent d'un compromis entre la simplification du modèle et sa précision. Dans cette application, α et β sont supposés égaux. Ils valent respectivement 0.25 pour l'indicateur ADP-NE et 0.33 sur l'indicateur PA. Les résultats pour chaque indicateur sont présentés, dans un premier temps, pour la base SLCA-m. Puis, pour chaque indicateur, une analyse comparative est ensuite menée entre les modèles obtenus sur les bases SLCA-m et SLCA-p pour identifier les différences.

7.5. Résultats pour l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques

7.5.1. Résultats après re-échantillonnage des données Ecoinvent sur les matériaux

Un re-échantillonnage au moyen de 10000 tirages aléatoires de 50 matériaux a été effectué sur les 108 matériaux de la base SCLA-m complète. Les résultats des rangs moyens des p-valeurs des flux obtenus pour l'indicateur ADP-NE sont présentés à la figure 92. Les flux de ressources non énergétiques sont présentés en abscisse. Ils sont repérés à l'aide de leur numéro (cf. annexes 6-7).

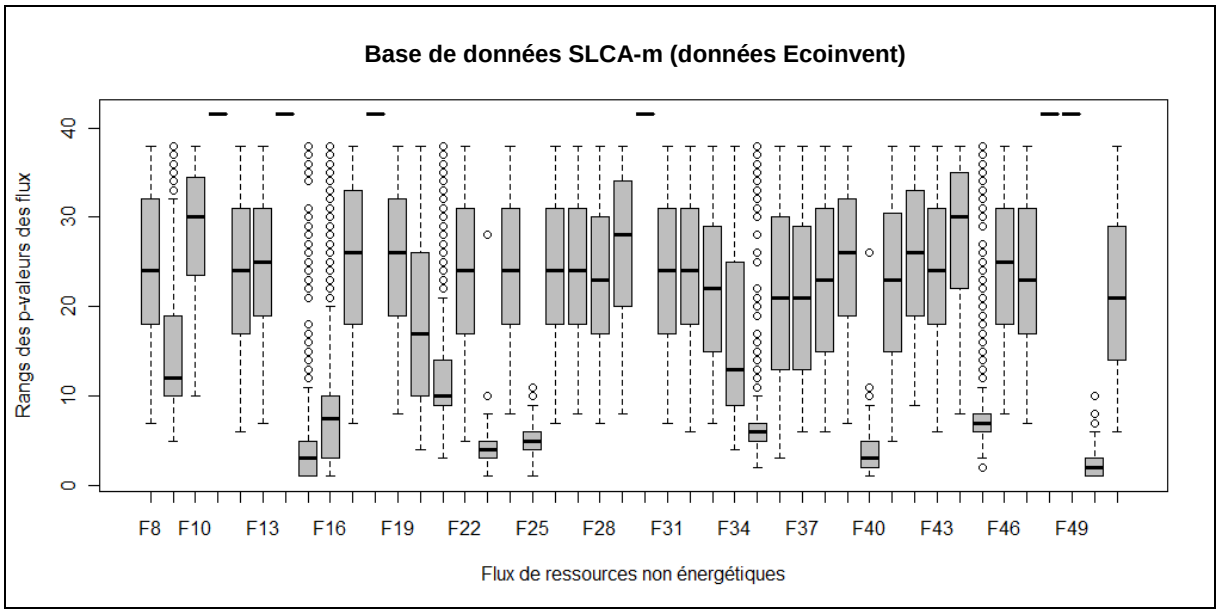


Figure 92. Visualisation des boxplots des rangs moyens des p-valeurs des flux de ressources pour l'indicateur ADP-NE à partir des données Ecoinvent

La lecture de la figure 92 montre un grand nombre de flux pour lesquels la médiane de la boxplot se situe entre le vingtième et le trentième rang (groupe 1). Seule une minorité de flux semble se détacher de ce paquet pour lequel les médianes des rangs moyens sont comprises entre la première et la dixième position (groupe 2). Ce bon classement des médianes des rangs de ce deuxième groupe de flux semble traduire une significativité élevée de ces flux dans le calcul de l'indicateur ADP-NE. Entre ces deux

groupes de flux, semblent se dessiner quelques flux pour lesquels la médiane des rangs est située autour de la dixième position. C'est le cas notamment des flux d'argent (F9), de chrome (F21) et de mercure (F34). Les boxplots des rangs des p-valeurs montrent également que la totalité des ressources minérales (argile (F10), calcaire (F17), sable (F43), gravier (F29) notamment) ont un degré de significativité extrêmement faible, puisque leurs médianes sont comprises entre la vingtième et la trentième position. Cette singularité s'explique par les très faibles facteurs de caractérisation de ces ressources comparés à ceux des métaux notamment. Il est justement intéressant de noter, pour ces métaux, une différentiation entre des flux faiblement significatifs (antimoine (F8), argent (F9), palladium (F38), platine (F39) par exemple) et des flux fortement significatifs (cuivre (F23), étain (F25), zinc (F50), molybdène (F35)). Cette singularité peut s'expliquer par l'utilisation importante de ce deuxième groupe de métaux par le secteur de la construction tandis que l'antimoine, l'argent, le palladium ou le platine sont peu présents et peu utilisés dans ce secteur. L'antimoine qui sert de référence actuellement pour le calcul des indicateurs ADP ou ADP-NE semble notamment très peu significatif.

L'étape suivante de la méthodologie consiste à choisir les coefficients de sélection α et β. Lors de la description de la méthode, il est rappelé que le choix de α et β résulte d'un compromis entre la minimisation du nombre de flux et la précision du modèle. À ce stade de l'application, il n'est pas possible de savoir si le modèle sera précis à l'échelle d'une étude de cas de bâtiment. Toutefois, les résultats des boxplots montrent assez clairement qu'il existe deux groupes bien distincts de flux. Cette configuration a permis d'aider au choix des valeurs de α et β. Pour l'indicateur ADP-NE, les coefficients de sélection α et β sont fixés à 0.25, ce qui amène à un seuil de sélection égal à 11. Les résultats de la figure 92 nous permettent alors de sélectionner 9 flux pour lesquels la médiane est inférieure ou égale à 11. L'intervalle interquartile pour ces 9 flux est également systématiquement inférieur à 11. Les 9 flux retenus sont les suivants : zinc, plomb, bore, cuivre, étain, molybdène, soufre, cadmium et chrome.

Le tableau 49 présente maintenant les rangs médians des p-valeurs de chaque flux, présenté dans l'ordre croissant de leur significativité. L'intervalle interquartile est également reporté ainsi que les valeurs des facteurs C* robustes déterminés à partir des 10000 facteurs C* médians calculés. Le zinc est, dans cette application, le flux qui a le rang médian de sa p-valeur le plus faible. Il est donc supposé être le flux le plus déterminant à l'échelle de la base de données. À l'inverse, le molybdène, le soufre, le cadmium et le chrome sont les flux apparemment les moins significatifs du MSCI. Les facteurs C* robustes sont identiques aux facteurs C exacts. Seul le facteur C* du chrome est très légèrement surestimé à hauteur de 15 % par rapport au C exact. Dans le modèle simplifié, nous supposons, qu'il est considéré, d'un point de vue statistique, comme un représentant fiable d'un groupe de flux corrélés.

Les résultats montrent donc la précision de la méthode pour l'indicateur ADP limité aux ressources non énergétiques. Le calcul, à l'aide des C* robustes, n'entraînera pas de distorsion des résultats à l'exception du chrome où le modèle surévaluera l'indicateur pour la raison évoquée ci-dessus.

Tableau 49. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur ADP-NE classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-m (Ecoinvent)

MSCI de l'indicateur ADP-NE pour α x n = 11 et β x n = 11, base SLCA-m (Ecoinvent)

N° du flux	Nom du flux	Rang médian	Distance interquartiles	Facteur C* robuste	Facteur C exact	Ecart relatif par rapport au C exact
	Constante			*-4.47E-10*		
F50	Zinc	2	2	9.92E-04	9.92E-04	< 0.1 %
F40	Plomb	3	3	1.35E-02	1.35E-02	< 0.1 %
F15	Bore	3	4	4.67E-03	4.67E-03	< 0.1 %
F23	Cuivre	4	2	1.94E-03	1.94E-03	< 0.1 %
F25	Etain	5	2	3.30E-02	3.30E-02	< 0.1 %
F35	Molybdène	6	2	3.17E-02	3.17E-02	< 0.1 %
F45	Soufre	7	2	3.58E-04	3.58E-04	< 0.1 %
F16	Cadmium	8	7	3.30E-01	3.30E-01	< 0.1 %
F21	Chrome	11	7	9.89E-04	8.58E-04	15.3 %

Dans ces conditions, la formule de calcul de l'indicateur ADP-NE à partir du MSCI et pour la base SLCA-m peut donc s'écrire de la manière suivante :

Équation 38. Formule de calcul de l'indicateur ADP-NE estimé à partir du MSCI

$$I^*_{ADP-NE,p} = \sum_{x \in Z} F_{x,p} \times C^*_{x,ADP-NE} \quad card\ Z = (44-35) = 9$$

$$\forall \alpha = \beta = 0.25$$

Soit la formule de calcul développée de cet indicateur d'impact :

$$I^*_{ADP-NE,p} = F_{50,p} \times C^*_{50,\,ADP-NE} + F_{40,p} \times C^*_{40,\,ADP-NE} + F_{15,p} \times C^*_{15,\,ADP-NE} + F_{23,p} \times C^*_{23,\,ADP-NE}$$
$$+ F_{25,p} \times C^*_{25,\,ADP-NE} + F_{35,p} \times C^*_{35,\,ADP-NE} + F_{45,p} \times C^*_{45,\,ADP-NE} + F_{16,p} \times C^*_{16,\,ADP-NE} + F_{21,p} \times C^*_{21,\,ADP-NE}$$

L'indicateur étoilé ne se calcule donc plus qu'avec 9 flux contre les 44 de départ pour $\alpha = \beta = 0.25$. Dans cette application, la constante du modèle linéaire a été enlevée en raison de sa valeur extrêmement faible (tableau 49). Le classement des flux du MSCI, par significativité croissante, sera à confirmer sur les études de cas de bâtiments de même que la marge d'erreur du modèle simplifié.

Une analyse comparative entre ce MSCI et celui établi à partir des données FDES (base SLCA-p) est maintenant réalisé. L'objectif est d'identifier si les flux mis en avant sont les mêmes.

7.5.2. Analyse comparative du modèle simplifié établi à partir des données Ecoinvent avec celui établi à partir des FDES

Dans cette partie, la même méthodologie a été appliquée pour déterminer le MSCI à partir des données FDES (base SLCA-p). L'objectif de cette partie est donc de comparer les résultats obtenus précédemment avec ceux de la base SLCA-p. La figure 93 présente une comparaison visuelle des boxplots obtenues à partir des deux bases de données SLCA-m (en haut) et SLCA-p (en bas). Dans cette figure, les boxplots, correspondant aux rangs des p-valeurs des 9 flux déterminants identifiés dans SLCA-m, ont été identifiées par un code couleur (orange).

Cette analyse comparative permet dans un premier temps de montrer que les flux d'arsenic (F11), de bismuth (F14), de tungstène (F48) et de vanadium (F49), non pris en compte dans la base SLCA-m (les boxplots ne sont pas calculées pour ces flux) se retrouvent les plus mal classés dans les boxplots de la base SLCA-p. La comparaison des rangs médians obtenus à partir des deux bases confirme une partie des déterminants mis en évidence sur la base SLCA-m. Les rangs médians des p-valeurs des flux de bore, chrome, étain, molybdène, soufre sont classés de manière similaire sur la figure 93 (en bas). Les boxplots sont également caractérisées par une faible dispersion. Le flux de zinc voit, en revanche, sa boxplot fortement étalée et sa médiane moins bien classée que dans le cas de SLCA-m. De manière analogue, les flux de cadmium, mais surtout de cuivre, ont une valeur de la médiane des rangs bien éloignée de celle obtenue sur la base SLCA-m. Par exemple, le rang médian pour le cuivre est de 21 à partir de la base SLCA-p, tandis qu'elle est plutôt proche de 4 à partir de la base SLCA-m. Par ailleurs, le flux d'or semble être significatif dans la base SLCA-p alors qu'il ne l'est pas dans la base SLCA-m. De même, l'antimoine (F8) dans SLCA-p a une médiane des rangs inférieure à 10 contrairement au résultat obtenu sur les données Ecoinvent (base SLCA-m). Cependant, l'antimoine (au même titre que le plomb ou le zinc) ne peut pas être pris en compte dans le MSCI. La valeur de l'intervalle interquartiles est supérieur au seuil de sélection ($IQ > \beta \times n$).

En utilisant la même règle de sélection des flux ($\alpha = \beta = 0.25$), le MSCI de la base SLCA-p utiliserait les flux suivants : bore, chrome, étain, molybdène, or, et soufre. Soit six flux supposés déterminants dont cinq en commun avec le MSCI établi sur la base SLCA-m. Le tableau 50 présente maintenant un récapitulatif des flux du MSCI de la base SLCA-p. Les valeurs, mises entre parenthèses pour la médiane et la distance interquartiles, correspondent à celles établies sur la base SLCA-m. Le modèle simplifié calcule des facteurs C* robuste qui sont très proches des facteurs C exacts. Seul le facteur C* pour le soufre a un écart relatif un peu plus élevé (6.1 %).

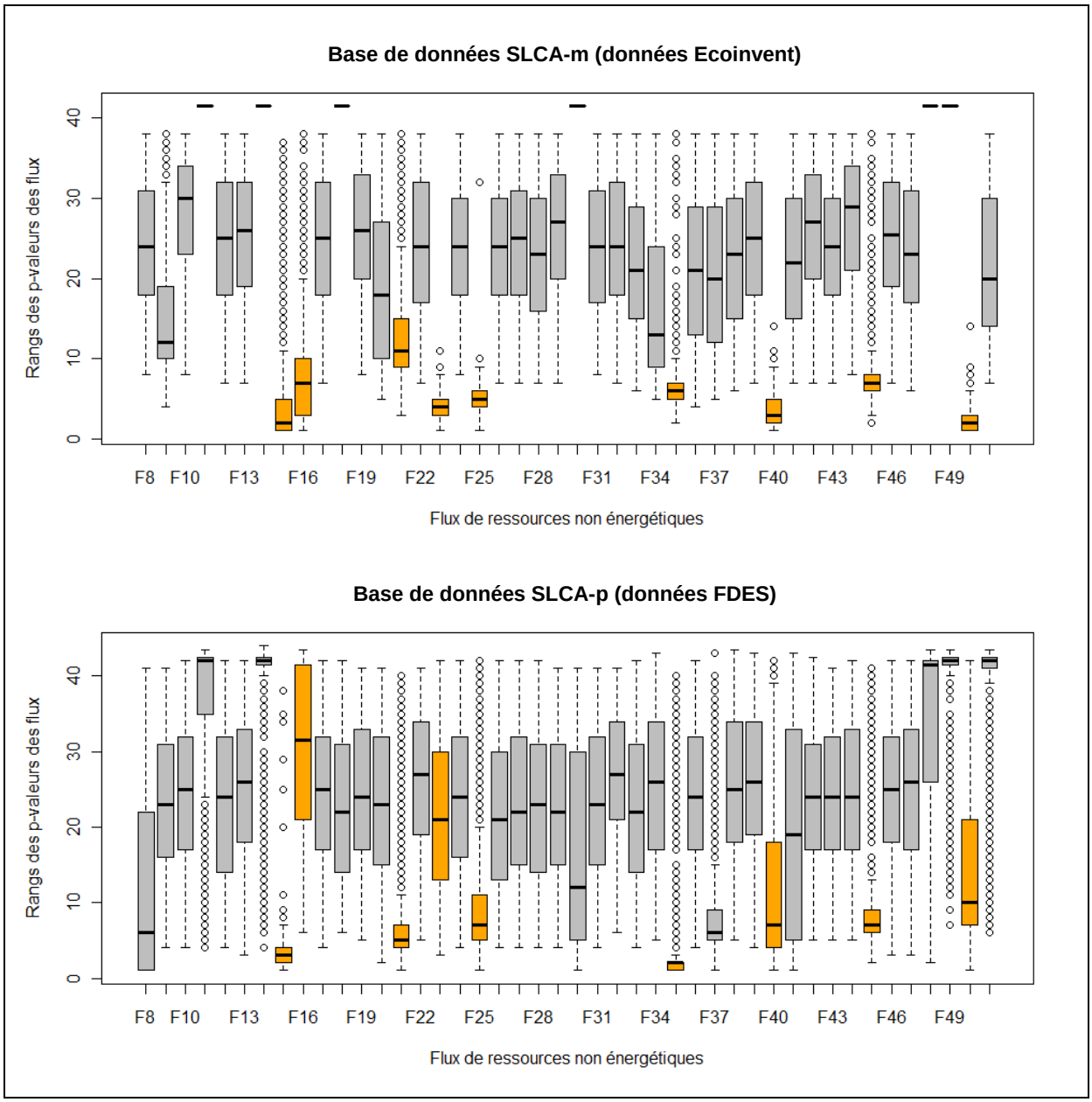


Figure 93. Comparaison des boxplots des rangs moyens des p-valeurs des flux de ressources pour l'indicateur ADP-NE à partir des données Ecoinvent (en haut) et FDES (en bas)

Tableau 50. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur ADP-NE classé à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-p (FDES)

MSCI de l'indicateur ADP-NE pour α x n = 11 et β x n = 11, base SLCA-p (FDES)

N° du flux	Nom du flux	Rang médian	Distance interquartiles	Facteur C* robuste	Facteur C exact	Ecart relatif par rapport à C exact
	Constante			*-4.47E-10*		
F35	Molybdène	1 (6)	1 (2)	3.17E-02	3.17E-02	<0.1 %
F15	Bore	3 (3)	2 (4)	4.65E-03	4.67E-03	-0.4 %
F21	Chrome	5 (11)	3 (7)	8.57E-04	8.58E-04	-0.2 %
F37	Or	6	4	8.78E+01	8.95E+01	-1.9 %
F45	Soufre	7 (7)	3 (2)	3.80E-04	3.58E-04	6.1 %
F25	Etain	7 (5)	2 (5)	3.31E-02	3.30E-02	0.3 %

Les valeurs entre parenthèses correspondent à celles du tableau 49

Les résultats obtenus à partir des FDES (base SLCA-p) peuvent s'expliquer par les types de matériaux pris en compte (en 2010). Il existe une sur-représentativité de matériaux en laine de verre et plâtre tandis qu'il n'y a pas beaucoup ou pas du tout de matériaux aluminium et zinc (cf. annexe 36). Cette hétérogénéité peut expliquer pourquoi notons des différences avec les données Ecoinvent sur le flux de zinc. Les données d'inventaire de cycle de vie des FDES (base SLCA-p) peuvent également être bien moins renseignées sur certains flux de ressources. Au chapitre 3, nous avons montré qu'il existe des variabilités sur les règles de coupures et notamment sur la prise en compte de l'infrastructure. La prise en compte des infrastructures augmentent considérablement les valeurs de certains flux de ressources comme le cuivre ou le zinc (tableau 10). A l'inverse, la présence de l'or comme déterminant n'est pas logique au regard de l'utilisation quasi nulle de cette ressource dans le secteur de la construction (USGS, 2010). À ce niveau, nous supposons qu'il puisse provenir d'un module fortement utilisé dans les ACV comme le module énergie ou transport (AFNOR, 2005).

7.6. Résultats pour l'indicateur de pollution de l'air

7.6.1. Résultats après re-échantillonnage des données Ecoinvent sur les matériaux

Un re-échantillonnage au moyen de 10000 tirages aléatoires de 50 matériaux a une nouvelle fois été effectué sur les 108 matériaux de la base SCLA-m. Les résultats des rangs moyens des p-valeurs de chaque flux d'émissions dans l'air sont présentés à la figure 94. Cette figure montre une ségrégation assez nette entre d'un côté, des rangs de p-valeurs de flux d'émissions compris entre la première et la dixième position (F72, F75, F77, F78, F80, F81, F82, F83, F90, F92) et d'un autre côté, une série de flux pour lesquels les rangs médians sont compris entre la quinzième et la vingt-cinquième position. Cette série de flux correspond approximativement aux composés chlorés, fluorés et halogénés (hors composés fluorés inorganiques) et aux différents métaux lourds (flux F94 à F109), exception faite des métaux non spécifiés (F93) et du plomb (F104). Les flux de méthane (F74), de dioxyde carbone (F76) et de composés chlorés inorganiques (F87) ne sont pas calculées pour cet indicateur. En revanche,

l'acide chlorhydrique a un facteur non nul puisqu'il s'agit d'une substance acidifiante qui a potentiellement plus d'impact que le flux de composés chlorés inorganiques (F87).

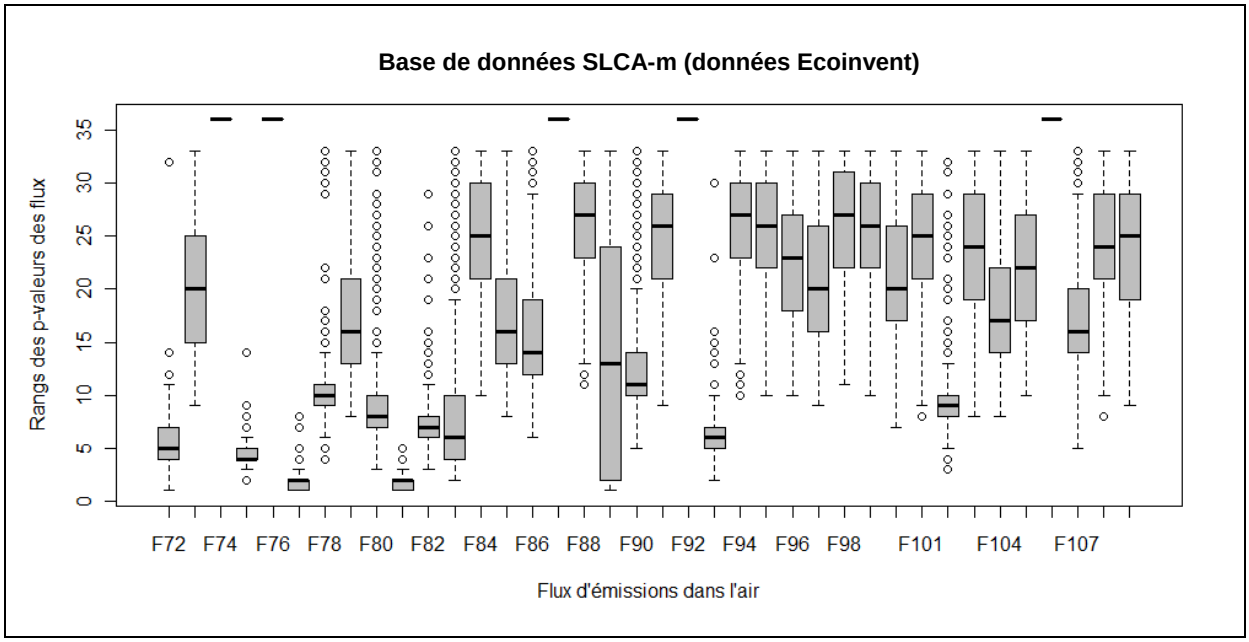


Figure 94. Visualisation des boxplots des rangs moyens des p-valeurs pour l'indicateur PA à partir des données Ecoinvent

Une règle de sélection des flux a été retenue en fixant la valeur du coefficient α à 0.33. Le seuil de sélection vaut dans ce cas-là 11.55. Pour cette application, les paramètres α et β sont considérés identiques ($\alpha = \beta = 0.33$). Toutefois, ce choix reste arbitraire. L'évaluation du MSCI sur les études de cas pourra entraîner un ajustement de la règle de sélection (cf. figure 86). L'ensemble des flux qui ont une médiane et un intervalle interquartiles inférieurs à 11.55 sont retenus. Le MSCI est, dans ce cas, composé de 10 flux d'émissions significatifs.

Il s'agit des flux d'hydrocarbures non spécifiés (F72), de composés organiques volatils (F75), de monoxyde de carbone (F77), d'oxydes d'azote (F78), d'ammoniaque (F80), de poussières non spécifiées (F81), de dioxyde de soufre (F82), d'hydrogène sulfureux (F83), de métaux non spécifiés (F93) et de mercure (F102). Le tableau 51 présente maintenant le classement des flux du MSCI par significativité croissante, sélectionnés à l'aide de la règle de sélection précédente. Les facteurs de caractérisation C* robustes sont plutôt bien recalculés par le modèle. Il existe toutefois de petites différences qui tendent à être plus visibles lorsque le facteur C exact est grand. Par exemple, le facteur C* du mercure est estimé à 19809 alors que le facteur C exact est de 20000, soit une différence de 9.5 %.

Tableau 51. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur PA classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-m (Ecoinvent)

MSCI de l'indicateur PA pour α x n = 11.55 et β x n = 11.55, base SLCA-m (Ecoinvent)

N° flux	Nom du flux	Rang médian	Distance interquartiles	Facteur C* robuste	Facteur C exact	Ecart relatif par rapport à C exact
	Constante			*-0.035*		
F81	Poussières non spécifiées	2	1	24.97	25	-0.1 %
F77	Monoxyde de carbone	2	1	10.01	10	0.1 %
F75	COV	4	1	9.01	9.09	-0.9 %
F83	Hydrogène sulfureux	5	5	198.12	200	-0.9 %
F72	Hydrocarbures non spé.	5	3	9.09	9.09	<0.1 %
F93	Métaux non spécifiés	6	2	200.45	200	0.2 %
F82	Dioxyde de soufre	7	2	3.33	3.33	<0.1 %
F80	Ammoniaque	8	2	19.86	20	-0.7 %
F102	Mercure	9	2	19808.85	20000	-0.9 %
F78	Oxydes d'azote	10	2	2.05	2	2.5 %

Les trois flux les plus déterminants dans la base SLCA-m sont dans l'ordre, les poussières non spécifiées, le monoxyde de carbone puis les COV. A l'inverse, les oxydes d'azote et le mercure semblent être les moins significatifs du MSCI. Cette hiérarchisation des flux à l'échelle de la base de données sera à confirmer sur les études de cas de bâtiments (objet du prochain chapitre).

Le modèle simplifié de l'indicateur PA est donc limité aux 10 flux d'émissions dans l'air sélectionnés, à l'aide des coefficients de sélection α et β. Dans cette deuxième application, la constante du modèle linéaire a été à nouveau enlevée en raison de sa valeur extrêmement faible (tableau 51). La formule de calcul est la suivante:

Équation 39. Formule de calcul de l'indicateur PA estimé à partir du MSCI

$$I^*_{PA,p} = \sum_{x \in Z} F_{p,x} \times C^*_{x,PA} \quad card\ Z = (35-25) = 10$$

$$\forall \alpha = \beta = 0.33$$

Soit la formule de calcul développée de cet indicateur d'impact :

$$I^*_{PA,p} = F_{81,p} \times C^*_{81,PA} + F_{77,p} \times C^*_{77,PA} + F_{75,p} \times C^*_{75,PA} + F_{83,p} \times C^*_{83,PA} + F_{72,p} \times C^*_{72,PA}$$
$$+ F_{93,p} \times C^*_{93,PA} + F_{82,p} \times C^*_{82,PA} + F_{80,p} \times C^*_{80,PA} + F_{102,p} \times C^*_{102,PA} + F_{78,p} \times C^*_{78,PA}$$

Une analyse comparative est, à nouveau, réalisée avec le MSCI établi à partir des données FDES (base SLCA-p).

7.6.2. Analyse comparative du modèle simplifié établi à partir des données Ecoinvent avec celui établi à partir des FDES

La figure 95 présente une comparaison visuelle des boxplots obtenues à partir des deux bases de données, SLCA-m (en haut) et SLCA-p (en bas). Les flux sélectionnés, à partir des données Ecoinvent (base SLCA-m), ont été identifiés par un code couleur (rose).

L'analyse comparative entre les bases SLCA-m et SLCA-p montre que les boxplots sont ordonnées de manière similaire. En général, les flux du MSCI de la base SLCA-m se retrouvent dans la base SLCA-p très bien classés. Leur rang moyen est compris entre 1 et 10. Par exemple, le rang médian de la p-valeur des métaux non spécifiés (F93) est à nouveau inférieur à 10. En revanche, le flux de mercure (F102) à un comportement différent, puisque sa médiane initialement de 10 à partir des données Ecoinvent passe à 18 pour les données FDES (base SLCA-p). Ce flux ne semble donc moins déterminant sur cette base de données. À l'inverse, le plomb (F104), peu significatif dans la base SLCA-m, à un rang médian de la p-valeur égal à 11 dans la base SLCA-p. En dehors des flux du MSCI, les métaux lourds forment, à nouveau, un groupe homogène faiblement significatif. Leurs médianes des rangs sont comprises entre la vingtième et la trentième position.

La même règle de sélection est appliquée à la base SLCA-p avec $\alpha = \beta = 0.33$. Elle entraîne la sélection des mêmes flux que pour la base SLCA-m, à l'exception du mercure (F102). À l'inverse, elle introduit un nouveau flux : les composés fluorés inorganiques (F90). Le tableau 52 présente le classement des flux pour le MSCI de la base SLCA-p à partir des 10 flux d'émissions identifiés à la figure 95. Les résultats de ce tableau permettent de constater qu'il y a 10 flux déterminants pour le MSCI avec une hiérarchisation des flux différente que dans la base SLCA-m. Néanmoins, les poussières non spécifiées sont toujours le flux le plus déterminant. La plupart des facteurs de caractérisation sont bien recalculés avec, là encore, quelques écarts généralement inférieurs à 1 %.

Tableau 52. Récapitulatif des flux intégrés au MSCI de l'indicateur PA classés à partir de la médiane de leurs p-valeurs pour la base SLCA-p (FDES)

MSCI de l'indicateur PA pour α x n = 11.55 et β x n = 11.55, base SLCA-p (FDES)

N° flux	Nom du flux	Rang médian	Distance interquartiles	Facteur C* robuste	Facteur C exact	Ecart relatif par rapport à C exact
	Constante			*-0.035*		
F81	Poussières non spécifiées	1 (2)	0 (1)	24.98	25	0.1 %
F77	Monoxyde de carbone	3 (2)	2 (1)	9.98	10	0.2 %
F72	Hydrocarbures	3 (5)	2 (1)	9.08	9.09	0.1 %
F80	Ammoniaque	3 (8)	1 (2)	20.03	20	0.1 %
F75	COV	6 (4)	4 (5)	9.05	9.09	-0.5 %
F82	Dioxyde de soufre	6 (7)	2 (2)	3.32	3.33	-0.3 %
F78	Oxydes d'azote	8 (10)	2 (2)	2.05	2	2.5 %
F90	Composés fluorés inorg.	9	3	201.87	200	0.9 %
F83	Hydrogène sulfureux	10 (5)	3 (5)	202.54	200	1.3 %
F93	Métaux non spécifiés	10 (6)	4 (2)	198.13	200	-0.9 %

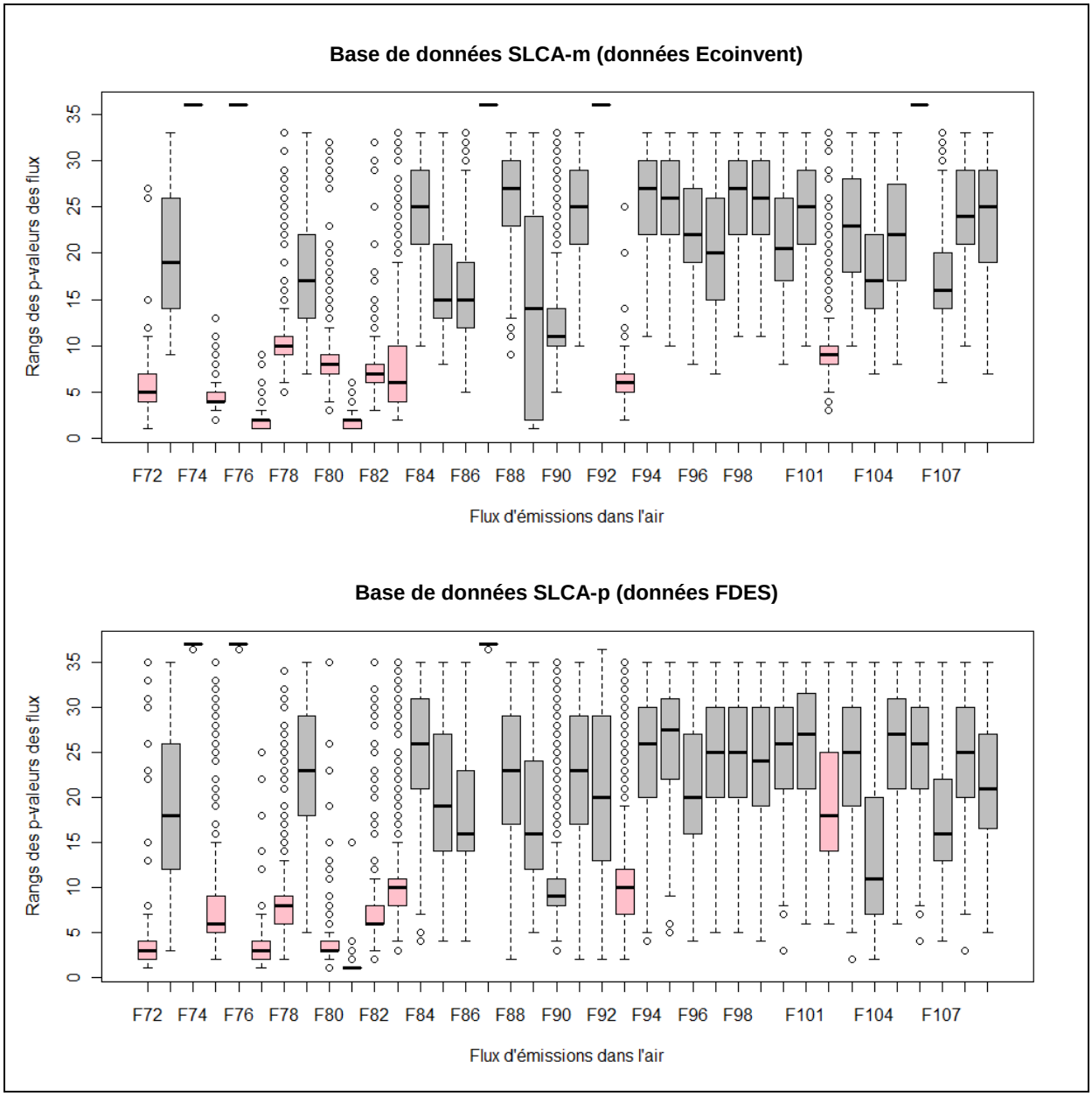


Figure 95. Comparaison des boxplots des rangs moyens des p-valeurs pour l'indicateur PA à partir des données Ecoinvent (en haut) et SLCA-p (en bas)

A l'image du MSCI de l'indicateur d'épuisement de ressources, nous ne pouvons pas encore juger de la pertinence de ces modèles. Il faut attendre l'évaluation de ces modèles sur des ACV de bâtiments.

7.7. Synthèse du chapitre

Dans ce chapitre, une méthodologie pour développer des modèles simplifiés de calcul des impacts a été présentée. Une application sur les données Ecoinvent (base SLCA-m) et FDES (base SLCA-p) a permis de développer des modèles simplifiés (MSCI) pour le calcul des indicateurs ADP, limité aux ressources non énergétiques et pollution de l'air (PA).

Ces modèles vont être utilisés, dans la suite du travail, sur des études de cas de bâtiments pour évaluer leur pertinence. A ce stade, il y a plusieurs choix possibles pour chaque indicateur. Le modèle simplifié peut correspondre aux modèles développés à partir des bases SLCA-m ou SLCA-p, au modèle correspondant à la réunion des flux des deux précédents, ou au contraire au modèle correspondant à l'intersection des ensembles des flux des deux MSCI (figure 96).

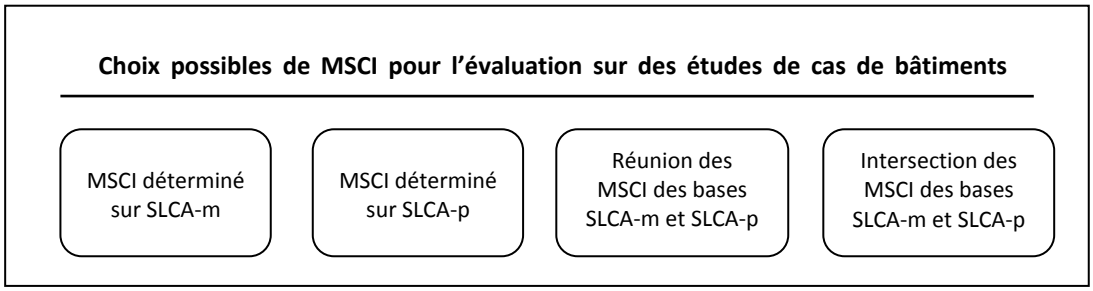


Figure 96. Choix possibles de MSCI de l'indicateur d'impact pour l'évaluation sur des études de cas ACV bâtiment

Le choix de travailler avec le MSCI de chacune des deux bases peut se justifier, si par exemple, un bâtiment est modélisé à partir d'une seule source de données (Ecoinvent ou FDES). Il est alors cohérent d'utiliser le MSCI de la base concernée. En revanche, si les bâtiments sont modélisés à l'aide de données Ecoinvent et FDES, il peut être envisagé de choisir le MSCI comme la réunion des deux MSCI de chaque base. Si les flux déterminants ne sont pas identiques dans les deux bases, cela peut permettre tout de même de s'assurer que le modèle d'évaluation conserve sa précision. Le cas inverse concerne l'intersection des MSCI de deux bases. L'avantage est, alors, de minimiser le nombre de flux, au risque de perdre en précision.

CHAPITRE 8

APPLICATION DE LA DÉMARCHE SUR DES ÉTUDES DE CAS DE BÂTIMENTS PILOTES

8.1. Synthèse des travaux précédents et objectif du chapitre

8.1.1. Synthèse des travaux sur l'analyse des données Ecoinvent et FDES

Dans un premier temps, une base de données de flux d'inventaire de cycle de vie (SLCA) a été développée. Elle a permis d'homogénéiser les données ACV Ecoinvent et FDES présentées sous des formats différents. Elle comporte désormais 168 flux et calcule 15 à 20 indicateurs pour chaque donnée ACV (« cradle-to-gate »). La plupart des données utilisées en France (en 2010) sur les matériaux et produits de construction ont été prises en compte. Cette base de données comporte, malgré tout, à l'échelle de l'inventaire de cycle de vie des variabilités potentielles au niveau :

- des infrastructures de production entre les données Ecoinvent et FDES,
- du procédé additionnel de fabrication du produit (dans certains cas),
- de l'allocation des impacts liés au recyclage des matériaux,
- de la représentativité géographique et technologique entre les données Ecoinvent (situation suisse ou européenne) et les FDES (situation française).

Les indicateurs environnementaux sont, par contre, calculés à l'aide des mêmes facteurs de caractérisation, dans la base SLCA, ce qui enlève une variabilité. Les données Ecoinvent et FDES ont ensuite été comparées par typologie de matériaux et par indicateur. D'une manière générale, les données Ecoinvent sont plus utiles pour l'aide à la conception (aucune information précise sur les produits n'existe en phase amont d'un projet). À l'inverse, les FDES individuelles (représentatives d'un produit d'un seul fabricant) sont utiles dans les phases les plus avancées des projets (par exemple pour une certification environnementale de bâtiments). Au niveau de la comparaison des indicateurs par typologie de matériaux, il peut exister des biais importants (par exemple sur la pollution de l'eau). La compréhension des écarts entre les données FDES et Ecoinvent permettra de mieux identifier les biais possibles sur des ACV de bâtiments. Désormais, il sera possible d'utiliser soit une FDES, soit une donnée Ecoinvent en fonction de l'adéquation entre la donnée ACV et le composant du bâtiment.

8.1.2. Synthèse des travaux sur les modèles simplifiés (flux et indicateurs)

Dans un deuxième temps, des modalités de simplification ont été proposées pour réduire le nombre de flux et le nombre d'indicateurs d'impacts (chapitres 6 et 7). Il s'agit d'évaluer la pertinence des résultats obtenus à l'échelle de la base de données SLCA (unités fonctionnelles non pondérées). Par exemple, les résultats de l'ACP sur la base de données sont-ils confirmés sur des ACV de bâtiments ? De même, les modèles simplifiés de calcul des indicateurs ADP non énergétiques et de pollution de l'air sont-ils valides sur des ACV de bâtiments ? Quelle est leur marge d'erreur ?

8.1.3. Objectif du chapitre

L'objectif de ce chapitre est d'appliquer les différentes contributions des chapitres précédents sur des études de cas de bâtiments réels. La base de données SLCA, qui a constitué le cœur de la démarche, va maintenant être utilisée et adaptée pour réaliser l'ACV de ces bâtiments.

8.2. Méthodologie de calcul des données matériaux et produits sur le cycle de vie complet d'un bâtiment

Une modélisation des bâtiments sur le cycle de vie complet est maintenant proposée. Cette méthode s'appuie en partie sur de précédents travaux (Peuportier et Brutto, 2008).

Le calcul va nécessiter de sommer les inventaires de production des matériaux, de transport sur chantier, de mise en œuvre sur chantier, de vie en œuvre pendant l'utilisation et de fin de vie. Par exemple, l'évaluation de la phase de transport nécessite d'estimer les distances moyennes de transport sur chantier ainsi que le moyen de transport utilisé. De même, les procédés de déconstruction ou de mise en décharge peuvent (si l'objectif est de faire une ACV complète) être mis en correspondance avec les inventaires de production des matériaux et des produits pour tenir compte de l'impact actuel de leur démantèlement. Ce type de calcul sur le cycle de vie complet de bâtiments est, actuellement, proposé dans le logiciel d'ACV bâtiment EQUER. La norme NF P01-010 propose également une méthodologie de calcul sur le cycle de vie complet des produits (avant mise en œuvre dans un bâtiment).

Dans la base SLCA, il existe deux types de données ACV sur les matériaux et les produits de construction : Ecoinvent et FDES. Une première tentative d'homogénéisation de ces données a été proposée en définissant un même nombre de flux entrants et sortants (168 flux). Cependant, il reste d'autres sources de variabilités notamment en vue des études de cas de bâtiments. Une de ces variabilités concerne le périmètre de l'évaluation. Les données sur les matériaux sont pour le moment des données « sortie d'usine ». Aucune information n'a encore été renseignée dans la base SLCA-m concernant les phases additionnelles à la production (transport, chantier, utilisation et fin de vie). Dans ce contexte, la base de données SLCA-process qui regroupe des données sur les procédés de transport, d'énergie et de fin de vie (cf. figure 29) va être utilisée.

8.2.1. Principes généraux

La figure 97 présente les différents aspects à considérer lors du calcul des données matériaux sur le cycle de vie complet d'un bâtiment. Les bulles inférieures de la figure précisent les questions à se poser au cours des différentes phases de la modélisation ACV bâtiment. Par exemple, pour la phase de production, il faut s'assurer que la donnée ACV sur un matériau de la base SCLA-m ait un mix électrique adapté au contexte à l'étude (France). Ainsi, pour chaque phase du cycle de vie, ce type de question doit être posée et des solutions apportées. La figure précise également les données ACV à utiliser : SLCA-m et SLCA-p pour la phase de production, tandis que pour les autres phases, elles s'appuient sur les bases SLCA-p (inventaire des étapes hors production des FDES) et SLCA-process à adapter en fonction des besoins (calcul de la phase transport ou de la fin de vie pour des données matériaux). Sur cette figure, la phase utilisation ne prend pas en compte les aspects énergétiques (chauffage, éclairage, dégradation d'un produit qui a une conséquence sur un autre produit) mais prend en compte la réhabilitation.

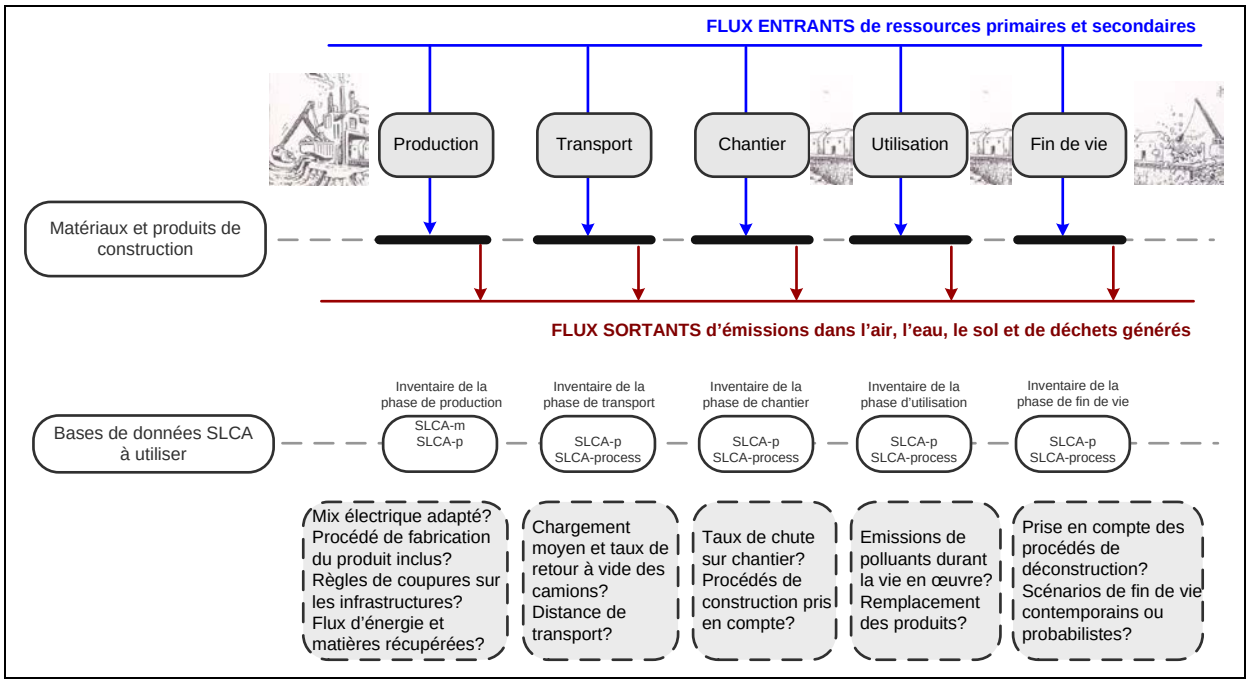


Figure 97. Aspects à considérer lors du calcul des données matériaux et produits sur leur cycle de vie

8.2.2. Contextualisation de la phase de production des matériaux

8.2.2.1. Prise en compte du procédé de fabrication du produit de construction

Au niveau de la phase de production, la principale différence entre une donnée ACV matériaux (Ecoinvent) et une donnée ACV de produits de construction (FDES) concerne la prise en compte du procédé de fabrication du produit. Il a déjà été rappelé que ce sont principalement des produits de construction qui sont mis en œuvre dans un bâtiment et non des matériaux. L'utilisation de données matériaux (faute de donnée ACV disponible sur les produits) pour la modélisation peut donc créer une variabilité liée à la prise en compte du procédé de fabrication du produit. À titre d'exemple, un cadre de fenêtre constitué de PVC aura nécessité l'utilisation d'un procédé de fabrication pour fabriquer le cadre. Or, l'utilisation d'une donnée ACV sur le PVC « sortie d'usine » ne permet pas de prendre en compte ce procédé additionnel. Il faut toutefois nuancer ces affirmations dans la mesure où il existe des produits comme les cadres de fenêtres, les blocs de portes dans des bases génériques comme Ecoinvent. Cette partie a simplement pour objectif de garder à l'esprit que les composants d'un bâtiment doivent être modélisés à l'aide de données ACV sur les produits dans la mesure du possible. Si cela ne peut se faire, il convient alors de préciser que le procédé de fabrication a été omis. Le tableau 53 montre l'influence d'une modélisation ACV de portes en bois à l'aide d'un module ACV sur le bois dur « sawn timber » par rapport au module ACV sur la porte intérieure en bois « door, inner, wood ». Dans cet exemple, l'indicateur d'énergie primaire totale est presque 4 fois plus élevé dans le cas de la porte.

Tableau 53. Influence de la prise en compte du procédé de fabrication du produit

Exemple du bois massif		Matériau (M)	Produit (P)	Rapport P/M
		sawn timber	door, inner, wood	
Energie primaire totale	MJ-eq/kg	17.2	65.5	3.8
Energie non renouvelable	MJ-eq/kg	2.4	26.0	10.8
Energie renouvelable	MJ-eq/kg	14.7	39.4	2.7

8.2.2.2. Prise en compte des énergies et matières récupérées

Lors de la phase de production, des énergies et matières récupérées peuvent être introduites dans le procédé de fabrication. Par exemple, la fabrication d'un kilogramme de béton dosé à 300 kg de ciment entraîne une consommation de 0.153 MJ d'énergie récupérée (Kellenberger et *al*, 2007). De même, pour les bétons à plus faible teneur en clinker, des sous-produits industriels sont généralement inclus au côté du clinker (laitiers, cendres volantes). Ces flux dans le cas des données Ecoinvent peuvent être déterminés à la lecture du rapport méthodologique pour chaque matériau (acier, bois, béton, etc.). Conformément à la modélisation du recyclage dans la base SLCA, ces déchets issus d'un recyclage ne sont chargés que de l'impact associé au traitement éventuel. Par exemple, pour le laitier de haut fourneau entrant dans la composition du ciment CEM II, la valeur quantitative de la matière récupérée doit être reportée ainsi que l'impact de son traitement. Une analyse de sensibilité peut, le cas échéant, être menée à l'échelle du bâtiment pour déterminer si la modification de statut de ces matières secondaires (de sous-produit à coproduit) amène à de grandes variations dans les résultats de l'étude.

Le tableau suivant présente les taux d'incorporation de matière récupérée pour quelques données ACV sur les matériaux. Ils vont de 32 % (aluminium) à 44 % (cuivre) pour les métaux. Ils correspondent aux hypothèses de la base Ecoinvent (Classen et *al*, 2007). Ils permettent d'être homogène avec le modèle d'allocation des impacts lié au recyclage de la base SLCA.

Tableau 54. Taux d'incorporation de matières récupérées pour quelques matériaux

Type de matériaux	Taux d'incorporation	Commentaires
acier de ferraillage acier faiblement allié acier inoxydable	37 %	Moyenne européenne, correspond aux hypothèses Ecoinvent
aluminium	32 %	Moyenne européenne, correspond aux hypothèses Ecoinvent
cuivre	44 %	
laine de verre (calcin)	65 %	correspond aux hypothèses de la donnée Ecoinvent

8.2.2.3. Adaptation du mix électrique au contexte français

L'adaptation de la consommation d'électricité à la zone géographique d'étude est utile pour les matériaux fabriqués localement (peu ou pas importés). Le tableau 55 montre la répartition actuelle des mix européen, suisse et français. Il existe une variabilité du mix électrique en fonction de la zone géographique. Par exemple, l'énergie renouvelable hydraulique dans le mix suisse est la plus prépondérante, tandis que le mix français est dominé par la part nucléaire. À l'échelle européenne, la part fossile représente environ 50 % du mix électrique tandis que la part du nucléaire représente 32 %. De nombreuses études ont par ailleurs montré la sensibilité du mix électrique sur les résultats des ACV bâtiments (Citherlet et Defaux, 2007). Chaque module Ecoinvent dont le mix électrique est représentatif de la situation suisse sera donc adapté au mix français (par exemple le béton).

Tableau 55. Mix électrique net de production de trois zones géographiques européennes et de l'EAA

Mix de distribution	**Europe***	**Suisse***	**France***	**EEA***
	(AFNOR, 2004)	(Donnes et *al*, 2007)		(EEA, 2010)
Charbon	30.8			
Fuel lourd	5.7	7.2	10.1	32.8
Gaz	17.4			
Nucléaire	31.8	48.9	75.9	14.6
Hydraulique	12.5	35.8	12.7	52.6
Autres renouvelable		0.1	1.5	-
TOTAL	100	100	100	100

** Imports et pertes non renseignées dans ce tableau*

Équation 40. Formule de calcul du flux d'inventaire de cycle de vie contextualisé

$$F_{x,\,p\,(context)} = F_{x,\,p} + q_p.(F_{kWh-FR} - F_{kWh-CH})$$

$F_{x,\,p\,(context)}$: flux d'inventaire de cycle de vie contextualisé du produit p
$F_{x,\,p}$: flux d'inventaire de cycle de vie brut du produit p
$F_{kWh\text{-}FR}$: flux d'inventaire de cycle de vie du module Ecoinvent d'électricité française (base SLCA-process)
$F_{kWh\text{-}CH}$: flux d'inventaire de cycle de vie du module Ecoinvent d'électricité suisse (base SLCA-process)
q : quantité de flux intermédiaire d'électricité du produit p

L'inventaire de cycle de vie contextualisé peut être obtenu à l'aide de cette formule ou récupéré à partir des données Ecoinvent contextualisées sous le logiciel SimaPro.

8.2.2.4. Prise en compte des infrastructures de production

Lors de la collecte des données, il n'a pas été possible de retirer la contribution des infrastructures. Ces infrastructures correspondent par exemple aux usines, biens de production nécessaires à la fabrication des matériaux. La base de données Ecoinvent recommande de prendre en compte la part des infrastructures dans tous les modules de données servant à réaliser des ACV (Frischknecht et *al*, 2007a). À l'inverse, il est possible de les négliger dans les FDES conformément à la norme

NF P01-010. Dès lors, il existe une variabilité au sein de la base SLCA, puisque les données Ecoinvent intègrent la contribution des infrastructures tandis que les FDES peuvent ne pas les intégrer.

Pour évaluer la part induite par les infrastructures à l'échelle d'un bâtiment, les récents travaux de Frischknecht et *al* (2007a) sont utilisés. Ces travaux montrent, par catégorie de modules ACV de la base Ecoinvent, le pourcentage des impacts associés aux infrastructures. Les résultats pour les matériaux sont présentés au tableau 56. Seuls les indicateurs en commun avec ceux de SLCA ont été reportés. Il s'agit des parts fossiles et nucléaires de l'indicateur CED et des indicateurs ACI et GWP.

Tableau 56. Contribution relative médiane des infrastructures des données matériaux de la base Ecoinvent d'après Frischknecht et *al* (2007)

Indicateurs	**$CED_{fossile}$**	**$CED_{nucleaire}$**	**GWP**	**ACI**
Unités	MJ-eq	MJ-eq	kg eq-CO_2	kg eq-SO_2
Matériaux				
Matériaux de construction	4.6	6.0	4.0	5.3
Verre	6.0	12.8	7.4	8.2
Matériaux d'isolation	4.6	6.1	5.7	6.5
Mortier et plâtre	4.2	3.2	2.3	5.4
Peinture	4.9	14.1	8.0	9.0
Matériaux en bois	13.2	10.9	11.3	10.0
Extraction des métaux	4.8	3.6	4.3	3.2
Procédés pour les métaux	3.1	3.5	2.9	4.0
Médiane	**4,7**	**6,1**	**5,0**	**6,0**
Moyenne	**5,7**	**7,5**	**5,7**	**6,5**

En moyenne, la contribution relative des infrastructures est de l'ordre de 5 à 7 % sur les indicateurs du tableau ci-dessus. Les valeurs pour les autres indicateurs de la base Ecoinvent, notamment l'indicateur Human Toxicity (Guinée, 2001) ont, par exemple, une contribution relative nettement plus élevée. De même, les résultats des flux de ressources non énergétiques ont montré, au chapitre 3, que l'écart est très important. Dans ce contexte, une analyse de sensibilité est proposée, en supprimant la contribution relative médiane des infrastructures par type de matériaux. Au-delà des approximations de calcul, il s'agit surtout de faire une première estimation de la variabilité de ce paramètre à l'échelle des résultats d'ACV de bâtiments.

8.2.2.5. Prise en compte des emballages de conditionnement des produits

Un dernier aspect concerne la prise en compte des divers emballages de conditionnement dans le flux de référence des FDES sur les produits de construction. Il est supposé, dans cette méthodologie, que cet aspect est négligeable dans le bilan environnemental de la phase de production. Les données matériaux ne prendront pas en compte cet aspect et aucun coefficient majorant ne sera mis en place pour tenter de l'évaluer.

8.2.3. Contextualisation de la phase de transport des matériaux

Dans cette partie, une hypothèse simplificatrice a été définie en considérant uniquement un moyen de transport routier par camion et par train pour la livraison sur chantier. Ceci est partiellement représentatif de la réalité dans la mesure où certains matériaux et produits sont acheminés par bateau. Toutefois, cette hypothèse simplifiée se justifie, dans la mesure où l'impact environnemental du moyen de transport par bateau génère des impacts moindres. La part de transport par bateau, omise de cette modélisation, peut donc être considérée comme négligeable. D'autre part, les premiers retours statistiques des données sur les FDES des produits de construction ont montré que la phase transport quand bien même la distance de transport est élevée (> 1000 km), reste faible vis-à-vis du cycle de vie des produits de construction (cf. chapitre 5). Quatre paramètres sont nécessaires pour évaluer l'impact de la phase de transport : la consommation de litres de carburant d'un camion ϕ, le taux de chargement des camions, le taux de retour à vide et la distance usine-chantier. Ils sont présentés dans les deux prochaines parties.

8.2.3.1. Consommation de carburant des moyens de transport

Les matériaux de la base Ecoinvent sont dans un premier temps supposés identiques à des produits de construction. La formule de calcul de la consommation de carburant du fascicule FD P01-015 est utilisée pour déterminer la contribution de la phase de transport sur chantier. Le choix de cette formule permet de rester homogène avec les données FDES qui s'appuient également sur cette formule. Selon la norme NF P01-010, le nombre de litres de gasoil consommé ϕ pour transporter une quantité Q de produits se calcule de la manière suivante :

Équation 41. Formule de calcul de la quantité ϕ de gasoil consommée par un camion

$$\phi = \frac{38}{100} \times d \left[\left(\frac{1}{3} \times \frac{Ch_r}{Ch_u} + \frac{2}{3} \right) + \frac{2}{3}.\tau \right] \times N \quad avec \quad N = \frac{Q}{Ch_r}$$

Q : la masse de produits de construction transportée
Ch_r : la charge réelle dans le camion comprenant la masse des emballages et des palettes (on considère ici le chargement total du camion. A titre d'exemple sera considérée:
- Ch_r = 24 t pour les produits pondéreux
- Ch_r = 8 t pour les produits d'isolation par exemple le polystyrène
Ch_u : charge utile du moyen de transport
- Ch_u = 24 t valeur par défaut proposée par la norme NF P01-010 (source INRETS)
- Ch_u = 6 t pour la livraison du béton prêt à l'emploi
N : le nombre de camion nécessaire pour transporter la quantité de produits
d : distance de transport entre l'usine et le chantier exprimée en kilomètres
τ : taux de retour à vide des camions en %

Il y a des impacts amont négligés dans l'approche en litres de carburant consommé par rapport à l'approche en tonnes par km (Ecoinvent). Les infrastructures (routes et camions) prises en compte dans la base Ecoinvent, sont ici négligées, alors que leurs impacts sont non négligeables (Frischknecht

et *al*, 2010). Toutefois, cherchant à modéliser de manière homogène les données matériaux (Ecoinvent) et produits (FDES), nous pensons que ce choix permet de réduire la distorsion des résultats de l'évaluation environnementale.

La norme précise que la charge réelle du camion peut être justifiée par un descriptif du remplissage des camions, en fournissant par exemple, le nombre de palettes par camion et le nombre d'unités de produits par palette. Dans la méthodologie de contextualisation, une approche simplifiée a été retenue en considérant deux types de chargement moyens : 24 tonnes et 8 tonnes. Il est supposé que la charge réelle de tous les matériaux, à l'exception des matériaux d'isolation est de 24 tonnes. Dans le cas contraire, elle sera estimée à 8 tonnes. Un taux de retour à vide par défaut de 30 % sera considéré pour l'ensemble des matériaux.

8.2.3.2. Détermination de la distance de livraison usine-chantier

Une valeur, supposée représentative des modes de distribution des produits, doit être choisie. L'objectif de cette méthode est d'estimer le plus précisément possible ce paramètre. Cependant, les données « de terrain » ne sont pas toujours disponibles. Quatre options ont été retenues (par précision décroissante) :

- distance de transport spécifique au composant mis en œuvre dans le bâtiment (option 1),
- distance de transport estimée à partir de la FDES associée au composant (option 2),
- distance de transport estimée à partir des valeurs par défaut Ecoinvent (option 3),
- distance forfaitaire prise à 100 km en l'absence d'autres valeurs (option 4).

Le recours aux options 3 et 4 se justifiera dans les études de cas de bâtiments, puisqu'à ce jour toutes les FDES ne suffisent pas à modéliser un bâtiment complet.

Une première option consiste à récupérer les données des distances d'approvisionnement auprès des entreprises du chantier de construction. Cet aspect implique que l'évaluation environnementale soit réalisée au moment de la construction, car la localisation des sites de production n'est pas systématiquement renseignée dans les FDES. La deuxième option consiste à choisir une distance de transport spécifique à chaque type de produit de construction. C'est actuellement l'approche retenue dans les données FDES de la base INIES. Chaque industriel détermine une distance moyenne de livraison sur chantier de son produit à partir du nombre d'usines, de centres de distribution répartis sur le territoire français ou étranger. La distance de transport peut donc être élevée dans le cas où le produit est importé depuis l'étranger. À titre d'exemple, la FDES sur la poutre en bois lamellé-collé de la base INIES (en 2009) considère une récolte en Scandinavie, puis un transport routier sur 2050 km jusqu'aux chantiers français.

En l'absence de ces données, une troisième option peut alors consister à utiliser des distances forfaitaires moyennes de livraison des matériaux de la base de données Ecoinvent. Elles sont présentées au tableau 57. Ce tableau montre que les distances de transport n'excèdent pas 100 km par camion de 32 tonnes pour les neuf matériaux. Dans le cas du matériau bois, son transport est faible, puisque les modules de données bois de la base Ecoinvent considère une récolte du bois dans les forêts

suisses (proximité de la ressource). Enfin l'option 4 considère une distance forfaitaire de 100 km en l'absence de meilleures données disponibles pour estimer ce paramètre.

Tableau 57. Distances de transport forfaitaire des matières premières vers l'usine de production dans la base Ecoinvent

Contexte géographique	**Europe**	**Europe**	**Suisse**	**Suisse**
Moyens de transport	train	camion 32t	train	camion 32t
Matériaux				
Gravier / sable	-	-	-	-
Ciment	100 km	100 km	100 km	20 km
Béton non armé	-	50 km	-	20 km
Verre	600 km	100 km	600 km	50 km
Acier / fonte / cuivre	200 km	100 km	600 km	50 km
Aluminium	200 km	100 km	600 km	50 km
Plastiques	200 km	100 km	200 km	50 km
Bois tendre	100 km	50 km	-	50 km
Panneaux particules	200 km	50 km	200 km	50 km

À l'issue des études de cas, une analyse de sensibilité sur ce paramètre est donc requise si cette phase s'avère prépondérante dans le bilan environnemental.

8.2.4. Contextualisation de la phase chantier pour les matériaux

Pour cette étape, en l'absence des données fournies par l'industriel responsable du produit de construction, il est difficile d'estimer précisément cette phase. Pour cela, un taux de chute forfaitaire de 3 % est appliqué à l'ensemble des données Ecoinvent utilisées dans les études de cas. Il permet de tenir compte de la perte occasionnée sur le chantier. De plus, l'impact à proprement parlé du chantier (immobilisation et utilisation de moyens de levages de types grues, pelles mécaniques, baraquements de chantier et transports des ouvriers) n'est pas pris en compte dans les frontières du système. Ces aspects sont, en effet, plus liés au système constructif (ossature béton armé, bois, métallique) qu'au seul produit de construction.

8.2.5. Contextualisation de la phase d'utilisation pour les matériaux

Pour la vie en œuvre des produits pendant l'utilisation des bâtiments, il est généralement difficile d'estimer les émissions dans l'air intérieur. Des travaux de recherche sont actuellement en cours sur ce sujet. Dans ce travail, une approche simplifiée est envisagée. Seuls les taux de remplacement sont calculés. Ces taux de remplacement sont fonction de la durée de vie des produits. Ils se calculent à partir de l'équation 42.

Équation 42. Formule de calcul des taux de remplacement des produits de construction

$$t_r \begin{cases} si\ Da_{bâtiment} < Dv_p \Rightarrow t_r = 0 \\ si\ Da_{bâtiment} > Dv_p \Rightarrow t_r = E\left(\frac{Da_{bâtiment}}{Dv_p}\right) - 1 \end{cases}$$

$Da_{bâtiment}$: durée d'analyse environnementale du bâtiment considérée (par exemple : 25 ans, 50 ans, 75 ans, 100 ans)
Dv_p : durée de vie du produit de construction p
t_r : taux de remplacement du produit de construction p dans le bâtiment
E : fonction partie entière arrondissant le quotient à l'entier supérieur

Dans certain cas, le remplacement n'est pas effectif quand il est proche de la durée d'analyse. Cela s'applique à la fabrication et au traitement des déchets. Dans le cas où la durée d'analyse environnementale du bâtiment est supérieure à la durée de vie des produits ou matériaux, alors le taux de remplacement est un nombre entier supérieur ou égal à un. Les normes relatives à l'évaluation de la durée de vie des produits fournissent des méthodologies pour déterminer ce paramètre (ISO, 2000). Le tableau 58 présente les différentes durées de vie retenues dans cette étude, ainsi que les durées de vie utilisées dans le logiciel EQUER et celles collectées dans la littérature par Barbier (2009).

Tableau 58. Durées de vie considérées pour les matériaux et produits par parties d'ouvrage

Composants du bâtiment	Durées de vie retenues	Durée de vie outil EQUER (Popovici, 2006)	Durées de vie collectées par Barbier (2009)
Eléments de structure	ouvrage	ouvrage	ouvrage
Eléments de couverture (tuiles)	50 ans	-	[35 ans - 65 ans]
Isolants	30 ans	-	[20 ans - 35 ans]
Portes	30 ans	-	[15 ans – 40 ans]
Equipements techniques	25 ans	-	[25 ans]
Fenêtres	30 ans	30 ans	[25 ans - 30 ans]
Cloisonnement	50 ans	-	[20 ans - 60 ans]
Revêtements de sols (souples)	15 ans	10 ans	[10 ans – 15 ans]
Revêtements de sols (durs)	15 ans	10 ans	[15 ans – 45 ans]

La formule de calcul d'un indicateur environnemental sur le cycle de vie complet d'un bâtiment est alors la suivante :

Équation 43. Formule de calcul d'un indicateur environnemental sur le cycle de vie complet d'un bâtiment

$$I_{m,\,bâtiment} = \sum_p m_p \times I_{m,\,p} = \sum_p m_p \times \sum_j \left(\sum_x F_{x,\,p,\,j} \times C_{x,\,m} \right)$$

$$I_{m,\,p,\,utilisation} = (1 + t_r) \times \sum_j \left(\sum_x F_{x,\,p,\,j} \times C_{x,\,m} \right)$$

$I_{m,\,bâtiment}$: indicateur relatif à la catégorie d'impact m sur le cycle de vie complet du bâtiment
$F_{x,\,p,\,j}$: flux d'inventaire de cycle de vie x pour le matériau ou produit p et pour la phase du cycle de vie j (j correspondant aux phases de production, transport, chantier, utilisation et fin de vie (cf. équation 5)
t_r : taux de remplacement du produit de construction p dans le bâtiment ; m_p : masse de matériau ou produit p

Une fois les taux de remplacement pris en compte, la prochaine étape concerne la contextualisation de la phase de fin de vie pour les matériaux.

8.2.6. Contextualisation de la phase de fin de vie pour les matériaux

La modélisation de la fin de vie nécessite d'estimer des impacts qui se produiront dans plusieurs dizaines d'années. L'évaluation de la fin de vie est donc plus incertaine que les autres phases. La mise à disposition de plusieurs inventaires de cycle de vie (incinération, décharge, recyclage) permet alors d'estimer soit des scénarios contemporains (taux de recyclage actuels), soit des scénarios probabilistes. Nous avons précisé, au chapitre 3, que la base SLCA s'appuie sur un modèle attributionnel. La fin de vie s'appuie donc sur des scénarios de fin de vie contemporains. Les taux seront estimés à partir des pratiques actuelles. Un état de l'art des filières de recyclage est, par exemple, proposé dans le rapport de Rouvreau et *al* (2010). Il a notamment permis de collecter des chiffres concernant le recyclage en fin de vie des produits de construction. Ces données seront utilisées dans la mesure du possible.

La phase de fin de vie correspond aux procédés de déconstruction, de transport vers un centre de tri puis l'envoi vers un centre de stockage, d'incinération ou de recyclage. Conformément à la méthode des stocks, le procédé de recyclage ne sera pas affecté en fin de vie. Les modules de données ACV de la base Ecoinvent traitent justement avec une règle de coupures, le procédé de recyclage en fin de vie (approche « cut-off ») comme le montre la figure 98. Ce choix méthodologique nous permet d'utiliser ces modules Ecoinvent pour modéliser la phase de fin de vie, tout en restant homogène avec la méthode des stocks. Trois types de données Ecoinvent ont été utilisés. Elles correspondent à trois scénarios de fin de vie: mise en décharge, incinération et recyclage (avec ou sans tri). Les hypothèses de modélisation sont disponibles au tableau 59. A l'issue des ACV de bâtiments, une analyse de sensibilité sur les scénarios de fin de vie considérés est requise si cette phase s'avère déterminante dans le bilan global.

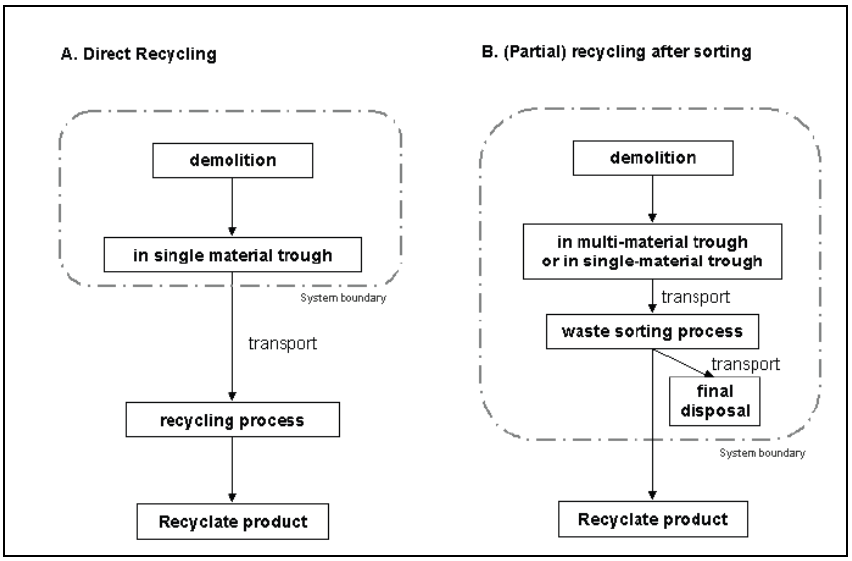


Figure 98. Frontières du système pour le recyclage (direct ou avec tri) des matériaux tiré de Doka (2007)

Tableau 59. Taux de mise en décharge, incinération et recyclage considérés pour quelques matériaux

Type de matériaux	Mise en décharge	Incinération	Recyclage (matière)
Bois	-	100 %	-
Béton	50 %	-	50 %*
Caoutchouc	100 %	-	-
Céramique	100 %	-	-
Laine minérale	100 %	-	-
Métaux (acier, aluminium, cuivre)	13 %	-	87 %
Peinture	100 %	-	-
Plaque de plâtre	100 %	-	-
Plastiques	80 %	-	20 %

* *L'impact du recyclage du béton intègre l'énergie de séparation des armatures et du béton lors de la déconstruction du bâtiment selon les hypothèses de Doka (2007)*

8.2.7. Adaptation des données FDES sur les produits de construction

En complément de la contextualisation des données sur les matériaux Ecoinvent (base SLCA-m), des adaptations des données FDES réalisée est nécessaire pour rendre la modélisation ACV homogène. La méthodologie de calcul des FDES sur les produits de construction est décrite dans la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Cette norme définit des règles méthodologiques communes permettant aux industriels français de réaliser des FDES de leurs produits de construction.

À l'heure actuelle, les inventaires de cycle de vie des FDES intégrés à la base SLCA prennent donc en compte les cinq phases du cycle de vie d'un bâtiment : production, transport, chantier, utilisation et fin de vie. La phase de production est à ce jour la phase la mieux renseignée des FDES. La phase transport est calculée à partir de l'estimation des distances de transport moyenne, chargements et taux de retour à vide des camions. Elle peut être considérée comme suffisamment bien renseignée. Nous choisissons de modifier les phases de mise en œuvre, vie en œuvre et fin de vie. Par exemple, l'impact du taux de chute est affecté à la phase chantier. Dans les FDES, un taux de chute forfaitaire est affecté à la phase de production (AFNOR, 2004). La modification des inventaires des FDES n'est actuellement pas possible. Cependant, pour certains isolants, le taux de chute renseigné dans les FDES est nul. La phase d'utilisation prend généralement en compte les éventuelles émissions durant la vie en œuvre du produit au sein du bâtiment (par exemple les COV). Une durée de vie typique (DVT) est également renseignée. Les durées de vie seront modifiées à partir de celles du tableau 58. La phase de fin de vie n'est, à ce jour, pas toujours modélisée correctement. En effet, seul un transport forfaitaire de 30 km entre le bâtiment et le centre de stockage le plus proche est considéré. Les données d'émissions ne sont pas systématiquement quantifiées, notamment en ce qui concerne l'impact du procédé de mise en décharge ou d'incinération. Une adaptation de l'inventaire de la phase de fin de vie, à l'aide des recommandations de la partie 8.2.6, sera utilisée pour les FDES utilisées dans les études de cas de bâtiments.

8.3. Hypothèses de simulation du cycle de vie des trois bâtiments pilotes

8.3.1. Choix de l'outil de simulation du cycle de vie des bâtiments

Les études de cas ont été modélisées à l'aide de l'outil de simulation du cycle de vie d'un bâtiment BuildSLCA. Cet outil utilise les données ACV matériaux, produits et procédés de la base SLCA (cf. annexe 73). Cependant, des adaptations ont été nécessaires. Elles ont notamment permis :

- d'intégrer dans le calcul les taux de remplacements des matériaux et produits au cours de la phase d'utilisation du bâtiment,
- de calculer les données matériaux (Ecoinvent) sur le cycle de vie complet d'un bâtiment à l'aide de la méthodologie de contextualisation (cf. partie 8.2),
- de renseigner pour chaque module de données SLCA utilisé, la pondération de l'unité fonctionnelle (masse du composant mis en œuvre dans l'ouvrage).

Cet outil a été retenu pour ces études de cas, car il regroupe à la fois des données ACV génériques sur les matériaux (Ecoinvent) et des données spécifiques fournies par les industriels du bâtiment (FDES). De plus, il permet d'utiliser les mêmes paramètres environnementaux (flux et indicateurs) quel que soit le type de données. C'est la raison pour laquelle l'outil BuildSLCA a été préféré aux outils existants pour réaliser l'ACV des bâtiments à l'échelle française et internationale (cf. tableau 2).

8.3.2. Objectif et champ de l'étude ACV

L'objectif de cette application est de réaliser une ACV de trois bâtiments aux typologies et systèmes constructifs différents. Il y a une maison individuelle à ossature bois, un bâtiment tertiaire de bureaux en maçonnerie terre cuite et un bâtiment de logements en structure béton armé. L'étude sera limitée au contributeur « matériaux et produits de construction » dans le bilan environnemental global d'un bâtiment. L'étude ACV ne sera pas comparative entre les trois bâtiments, mais uniquement exploratoire. Lorsque les bâtiments seront comparés, ils le seront uniquement en contribution relative. Ils serviront ainsi de terrains d'expérimentations à la démarche de recherche mise en œuvre dans les chapitres précédents. Le tableau 60 présente les caractéristiques de ces trois bâtiments.

Tableau 60. Caractéristiques des trois bâtiments modélisés avec BuildSLCA

Etude de cas	Haut de Feuilly	INEED	ZAC De Bonne
Abréviation	HDF	INEED	ZDB
Localisation	Lotissement de type PassivHaus, St Priest (69)	ZAC de Correspondance TGV d'Alixan (26)	ZAC de Bonne Grenoble (38)
Typologie	Maison individuelle de logement	Immeuble tertiaire de bureaux	Immeuble de logement
Système constructif	Ossature bois	Maçonnerie terre cuite	Béton armé
Année de construction	2008	2005	2007
SHAB	149	2892	3295
SHON	157	3600	3327
Label énergétique visée	PassivHaus	BBC	BBC

La figure 99 présente une visualisation du bâtiment à ossature bois étudié dans cette application. Cette maison individuelle, construite près de Lyon, répond aux exigences du label PassivHaus (PassivHaus Institute, 2010). L'objectif affiché est donc de limiter à 15 kWh/m²/an d'énergie finale les besoins en chauffage pour un bilan global, en énergie primaire, ne dépassant pas 120 kWh/m²/an. Dans ce contexte, une étude d'énergie grise de ce bâtiment a été réalisée par le bureau d'Etudes Enertech. Cette application a donc été menée en partenariat avec le projet COIMBA.



Figure 99. Visualisation de la maison individuelle de logements passifs Hauts de Feuilly (HDF) avant construction

La figure 100 présente une visualisation du bâtiment en maçonnerie terre cuite. Ce bâtiment tertiaire de bureaux (INEED) est situé dans le département de la Drôme qui a été construit en 2005 et livré en 2006 à son maître d'ouvrage. Ce bâtiment se différencie du précédent à la fois par son système constructif et par sa typologie. Il est construit en maçonnerie terre cuite pour un usage tertiaire de bureaux.



Figure 100. Visualisation de l'immeuble de bureaux INEED après construction

La figure 101 présente une visualisation du bâtiment en structure béton armé qui sera étudié dans ces applications. Le bâtiment de logement ZAC De Bonne est un immeuble faisant partie de l'éco-quartier de Bonne à Grenoble. Le bâtiment vise une consommation d'énergie primaire pour la consommation d'énergie pendant l'utilisation de 50 kWh/m²/an.



Figure 101. Visualisation de l'immeuble de logement de la ZAC De Bonne avant construction

8.3.3. Quantification des composants utilisés dans les trois bâtiments

La phase de quantification est, en général, plus ou moins précise dans les précédentes études d'ACV de bâtiments publiées notamment dans les revues scientifiques (Optis et Wild, 2010). Par exemple, il peut être fait omissions des petits éléments constituant un bâtiment comme les assemblages en acier galvanisé d'une poutre en bois lamellé-collé, ou les divers éléments de quincaillerie (poignées de portes...). De même, peu d'études ACV bâtiment prennent en compte les équipements techniques composant le bâtiment. Or, ces équipements peuvent représenter un impact substantiel dans le bilan environnemental global d'un bâtiment. Par exemple, la prise en compte d'une pompe à chaleur géothermique, permettant certes de réduire les besoins en chauffage et climatisation, peut entraîner des impacts élevés en raison de l'utilisation d'engins de terrassements lors de son installation.

Ces études de cas ont bénéficié d'une importante collecte de données expérimentales sur les trois bâtiments présentés précédemment. Les métrés ont été fournis par un partenaire (bureau d'études Enertech), dans le cadre d'un projet de recherche (COIMBA) qui s'est déroulé en parallèle de ce travail (ANR, 2007). Une collecte de données exhaustive a été réalisée sur les matériaux et produits de construction mis en œuvre dans les trois bâtiments entre 2007 et 2009. Cette collecte s'est appuyée sur les plans d'exécutions, les factures des différentes entreprises et sur des visites in-situ. Les résultats de l'ACV s'appuient donc sur une modélisation détaillée (description précise des bâtiments). Il sera alors intéressant d'évaluer les potentialités de simplification du nombre de paramètres (phases du cycle de vie, nombre de matériaux etc.). De précédentes études ont déjà commencé à documenter l'incidence de la simplification du nombre de matériaux (Kellenberger et *al*, 2007). Ces études de cas contribuent à progresser dans cette voie.

8.3.4. Hypothèses de modélisation ACV

Dans les trois études de cas, une association précise des données environnementales avec les composants réellement mis en œuvre a pu être effectuée. Le travail a consisté, dans la mesure du possible, à utiliser les données FDES qui sont supposées plus représentatives du contexte français que les données génériques Ecoinvent.

Plusieurs dizaines de composants ont été inventoriés pour chaque bâtiment. Le travail a ensuite consisté à associer chaque composant à une donnée ACV. Le choix a été fait de ne pas se limiter à une seule base de données, c'est-à-dire Ecoinvent ou FDES. En effet, la modélisation ACV d'un bâtiment n'est actuellement pas toujours possible à l'aide des seules FDES publiées (en 2010). Par exemple, il n'existe pas de données sur l'acier de ferraillage. Les données génériques de la base Ecoinvent sont alors nécessaires. De même, lorsque le composant du bâtiment ne correspondait pas rigoureusement à la FDES, alors une donnée générique a été préférée. Dans tout les cas, les résultats comparatifs par typologie de matériaux, présentés au chapitre 5, permettent de connaître l'incidence du choix d'utiliser une donnée générique (Ecoinvent) plutôt qu'une donnée spécifique (FDES) par typologie de matériaux et par indicateur environnemental. Ces trois études de cas ont nécessité quantitativement l'utilisation de 31 données Ecoinvent de la base SLCA-m et 26 FDES de la base SLCA-p (figure 102). Elles correspondent en majorité aux données utilisées en 2010 par les logiciels d'ACV de bâtiment EQUER et ELODIE. En complément, une collecte spécifique de données Ecoinvent a été réalisée pour modéliser certains composants. Par exemple, une donnée Ecoinvent sur le béton de fondation a été utilisée dans ces études de cas. Les noms des modules ACV sont présentés en annexe 74 et 75.

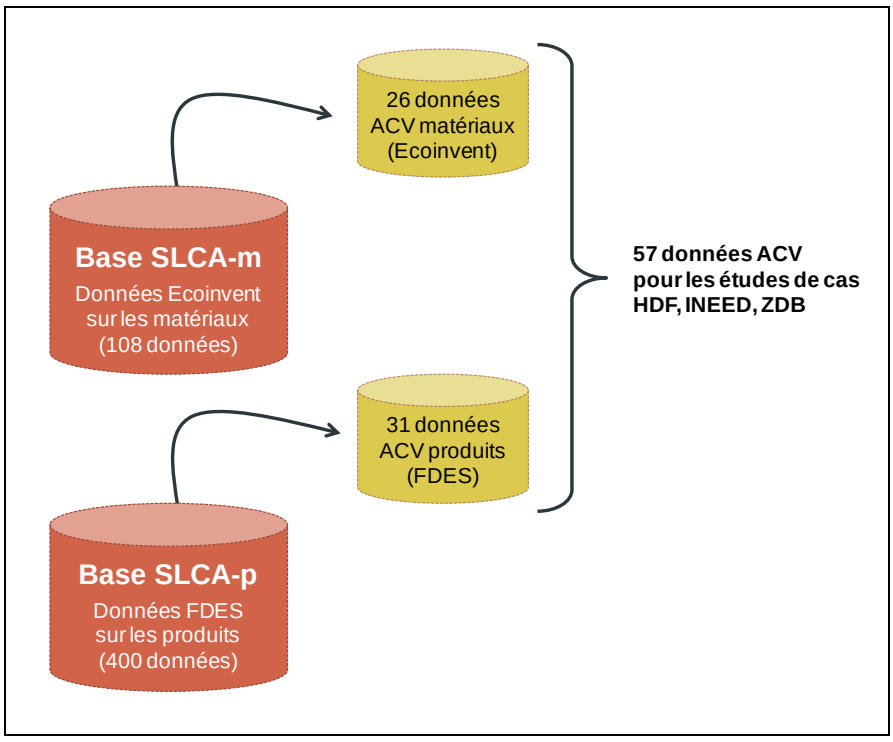


Figure 102. Nombre de données Ecoinvent et FDES utilisées pour les trois études de cas de bâtiments

La démarche de modélisation étant une procédure itérative, les hypothèses peuvent être mises à jour au fur et à mesure que de nouvelles FDES sont disponibles. L'incidence du changement des résultats de l'ACV d'un bâtiment entre une donnée Ecoinvent et une donnée FDES peut alors être évaluée. À titre d'illustration, la figure 103 montre la position de la FDES de la laine de verre utilisée dans la modélisation ACV du bâtiment HDF (losange orange), par rapport aux autres données (FDES et Ecoinvent). Dans cet exemple, le produit mis en œuvre dans ce bâtiment correspond à une FDES du nuage de points des 80 FDES. Cela permet de montrer la complémentarité entre les données FDES individuelles qui sont spécifiques aux produits réellement mis en œuvre et les données génériques (par exemple issues de la base Ecoinvent) qui ne sont que des valeurs moyennes.

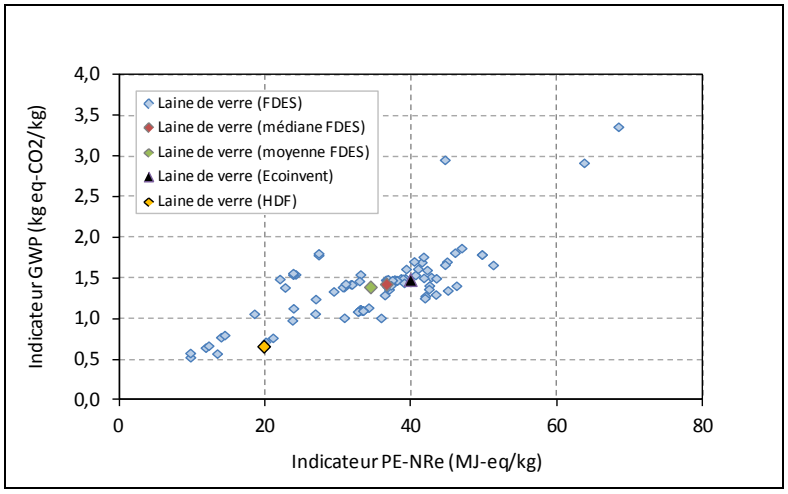


Figure 103. Nuages de points représentant l'indicateur GWP en fonction de l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe) pour la laine de verre

8.4. Résultats de simulation du cycle de vie des trois bâtiments pilotes

Les résultats de simulation des trois bâtiments à l'échelle des flux et des indicateurs d'impact sont présentés pour une durée d'analyse environnementale de 50 ans.

8.4.1. Flux environnementaux entrants et sortants pour la maison à ossature bois

La figure 104 représente les résultats pour les flux d'inventaire de cycle de vie entrants et sortants du système « bâtiment ». Ils sont exprimés par m² de surface hors d'œuvre nette (SHON) pour la maison à ossature bois (HDF). Chaque partie (bleue et rouge) représente une catégorie de flux. Par exemple, la partie bleue montre les valeurs de consommation de ressources énergétiques et non énergétiques, de consommation d'eau et d'énergie récupérée. Les flux sortants présentent quelques flux d'émissions dans l'air et de productions de déchets.

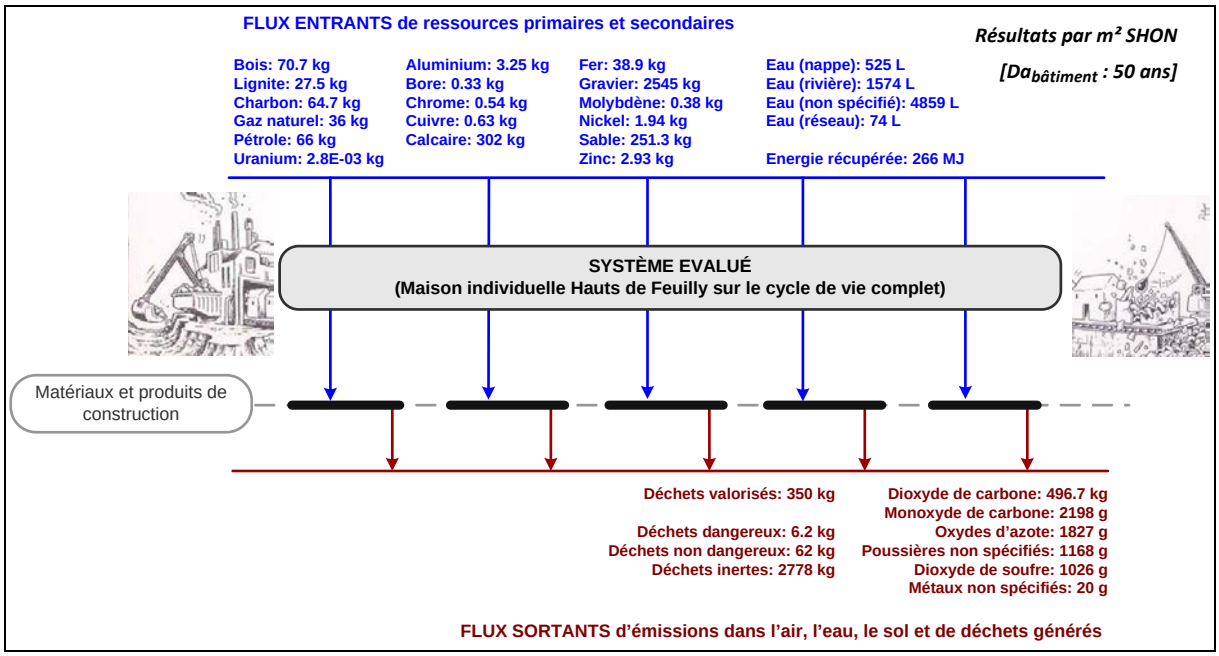


Figure 104. Résultats sélectifs de flux d'inventaire entrants et sortants sur le cycle de vie du bâtiment HDF

Ces résultats sont l'aboutissement du travail de collecte et d'harmonisation des inventaires de cycle de vie dans la base SLCA. Il est alors possible d'avoir, à l'échelle d'un bâtiment, grâce à l'outil BuildSLCA, la traçabilité des flux quel que soit l'inventaire de cycle de vie (industriels français ou base Ecoinvent). L'intérêt de disposer des flux d'inventaire permet de faire apparaître des informations supplémentaires. Par exemple, la consommation brute de nickel sur le cycle de vie de ce bâtiment est de 1.94 kg/m² de SHON contre 0.38 kg/m² de SHON pour le molybdène. Ce type d'information est utile avant d'appliquer les modèles de caractérisation des impacts (par exemple le modèle ADP). De même, la consommation d'énergie récupérée en entrée du système est de 266 MJ/m² de SHON. Ce niveau de détails permet aussi de connaître les flux déterminants de chaque indicateur.

8.4.2. Indicateurs environnementaux décomposés par bâtiment

Le tableau 61 présente les résultats par indicateur (après application des facteurs de caractérisation) sur le cycle de vie complet des bâtiments.

Tableau 61. Résultats des indicateurs environnementaux sur le cycle de vie complet des trois bâtiments

Abr.	Indicateurs	Unité*	Bâtiments étudiés		
			HDF	INEED	ZDB
PE	Energie primaire totale	kWh/m²/an	59.9	31.3	53.1
PE-NRe	Energie non renouvelable	kWh/m²/an	42.5	26.0	47.2
PE-Re	Energie renouvelable	kWh/m²/an	17.3	5.3	5.9
EAU	Consommation d'eau	L-eq /m²/an	144.4	75.9	98.0
ADP	Epuisement de ressources	kg eq-Sb/m²/an	0.065	0.043	0.078
ADP Elements	Epuisement de resources (Elements)	kg eq-Sb/m²/an	4.4E-04	3.5E-04	3.2E-04
TMR	Consommation de ressources non énergétiques	kg /m²/an	66	29	66
ACI	Acidification	kg eq-SO_2/m²/an	0.067	0.046	0.048
GWP	Réchauffement climatique fossile à 100 ans	kg eq-CO_2/m²/an	11.0	7.0	13.2
POCP	Formation d'ozone photochimique	kg eq-C_2H_4/m²/an	2.1E-03	9.7E-04	1.7E-03
PA	Pollution de l'air	m^3/m²/an	1938	1353	2122
POE	Pollution de l'eau	m^3/m²/an	917	1177	1291
DD	Déchets dangereux	kg /m²/an	0.123	0.031	0.109
DND	Déchets non dangereux	kg /m²/an	8.25	5.14	6.37
DI	Déchets inertes	kg /m²/an	55.6	14.7	30.2
DR	Déchets radioactifs	kg /m²/an	7.1E-04	2.8E-04	5.7E-04

** exprimé par m^2 de surface hors d'œuvre nette (SHON), indicateur énergétiques exprimé en kWh (coefficient MJ/kWh = 0.277)*

Les résultats pour la consommation d'énergie non renouvelable (PE-NRe) varient de 26 à 47 kWh/m²/an pour les trois bâtiments. Au regard des exigences de consommation énergétique des labels PassivHaus ou BBC, le bilan environnemental de ces bâtiments est autant déterminé par l'énergie grise liée à la mise à disposition du bâtiment que par l'énergie de fonctionnement (chauffage, ventilation, climatisation). Toutefois, les résultats, exprimés en unité d'indicateur par unité de surface (SHON) ne sont pas comparables entre le bâtiment tertiaire de bureaux (INEED) et les deux bâtiments de logements (HDF et ZDB). En effet, le bâtiment INEED consomme 26 kWh/m²/an contre 42 et 47 kWh/m²/an pour les deux autres bâtiments. Il serait nécessaire de comparer ces résultats à de précédentes études d'ACV de bâtiment de la littérature ou à des valeurs de référence.

Dans un deuxième temps, nous présentons les résultats obtenus sur la contribution des flux pour chaque indicateur d'impact. Neuf indicateurs sont présentés à l'aide d'un graphique radar (figure 105). Le radar coloré en noir représente le calcul des indicateurs d'impact à l'aide des 168 flux. Le radar coloré en vert correspond à celui qui n'utilise que 33 flux de la base SLCA pour calculer les neuf indicateurs.

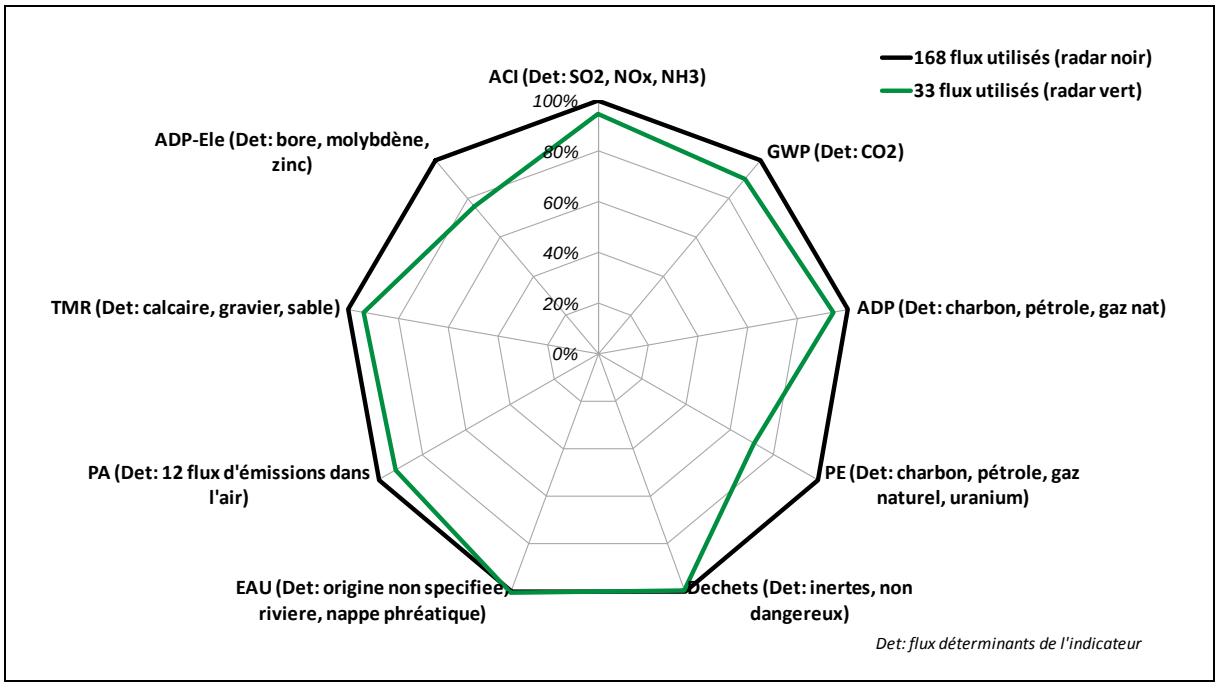


Figure 105. Diagramme radar d'une caractérisation complète et réduite pour le bâtiment HDF

Les résultats montrent, par exemple, que l'indicateur GWP, s'il est calculé à partir du seul flux de dioxyde de carbone (CO_2), entraîne une marge d'erreur d'environ 10 % par rapport au calcul à trois flux (CO_2, CH_4, N_2O). Ces résultats sont cohérents avec les émissions sectorielles publiées en France (CITEPA, 2009). De même, l'indicateur ADP est approché à hauteur de 94 % à l'aide de la caractérisation des seules ressources fossiles (charbon, pétrole et gaz naturel). Ce résultat est à mettre en relation avec la forte corrélation observée entre l'énergie non renouvelable et cet indicateur (cf. chapitre 6). Nous observons ensuite que l'indicateur d'acidification (ACI) est déterminé à 96 % à l'aide des flux de dioxyde de soufre (SO_2), oxydes d'azote (NO_x) et d'ammoniaque (NH_3). La contribution de l'acide chlorhydrique (HCl) est donc très faible. L'indicateur de déchets ultimes est majoritairement déterminé par les déchets inertes et non dangereux.

Ce graphique montre que l'indicateur de pollution de l'air peut être approché à hauteur de 96 % à l'aide de 12 flux d'émissions dans l'air. Les poussières et le monoxyde de carbone représentent les deux flux les plus importants. Ce point est développé plus en détails dans la suite de ce chapitre (résultats du MSCI de cet indicateur). De même, l'indicateur ADP Elements peut être approché à hauteur de 78 % en ne considérant que 3 flux de ressources non énergétiques : le bore, le molybdène et le zinc. Ce résultat est également approfondi dans la suite (résultats du modèle simplifié de calcul de cet indicateur).

8.4.3. Indicateurs environnementaux décomposés par phase du cycle de vie, par parties d'ouvrage et par matériau

Des résultats détaillés par phase de cycle de vie, par partie d'ouvrage et par matériaux peuvent être extraits de l'outil BuildSLCA. Ils permettent d'analyser les déterminants de l'impact environnemental d'un bâtiment. Dans ce chapitre, les résultats sont présentés uniquement pour les indicateurs d'énergie primaire non renouvelable (PE-NRe), ADP Elements et de déchets (inertes). Ces trois indicateurs sont, en effet, non corrélés entre eux suite aux résultats mis en évidence par l'ACP (cf. chapitre 6). Une analyse des autres indicateurs a été réalisée par Martin (2010).

La figure 106 présente les contributions relatives des phases du cycle de vie pour l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe). Les résultats montrent des profils similaires, quel que soit le bâtiment. En effet, la phase de production des matériaux reste la plus déterminante sur le cycle de vie complet (entre 66 et 74 %), suivie de la phase d'utilisation (entre 10 et 23 %) et la fin de vie (entre 6 et 10 %). Nous rappelons que seul l'impact induit par les matériaux de construction dans le bilan environnemental global des bâtiments est pris en compte dans les frontières du système. Ces résultats rendent compte uniquement des phases les plus déterminantes pour ce contributeur au regard d'une possible simplification de l'ACV des bâtiments. Par exemple, la phase de transport sur chantier, telle que modélisée dans cette étude, contribue à moins de 4 % du bilan. Un effort de modélisation sur cet aspect ne semble donc pas prioritaire. En revanche, les paramètres liés à la phase de fabrication (par exemple le choix de la donnée ACV, sa représentativité géographique ou technologique) ou ceux liés à la phase d'utilisation (par exemple les durées de vie des produits) sont à calculer précisément, vu leur importance dans le bilan.

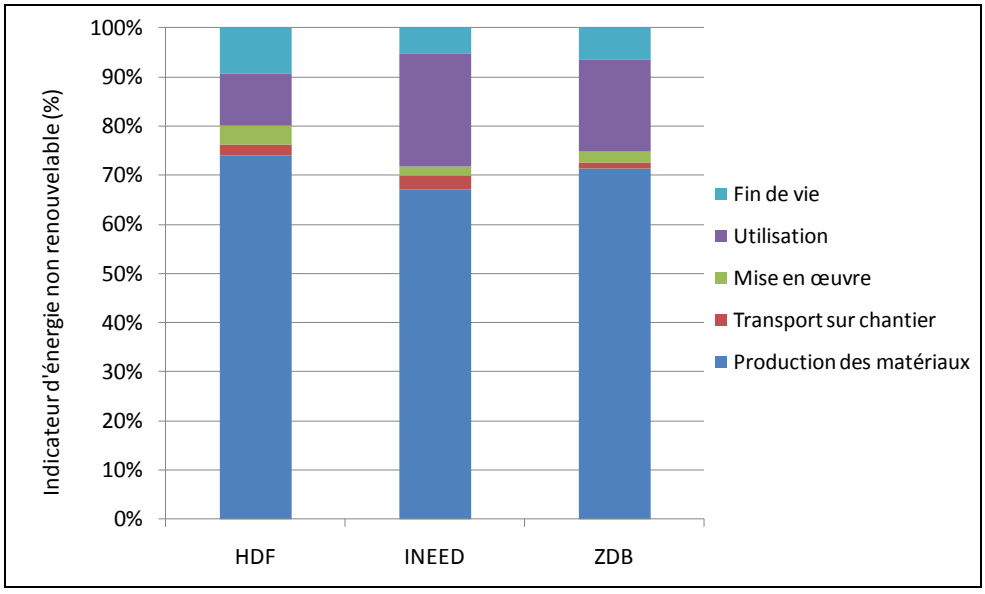


Figure 106. Indicateur d'énergie non renouvelable décomposé par phase du cycle de vie

Par rapport à l'étude menée sur les FDES (cf. chapitre 5), le remplacement des produits augmente considérablement la part relative de la phase d'utilisation. De même, la phase de fin de vie, dans les FDES analysées au chapitre 5, ne prennait pas toujours en compte l'impact environnemental lié au

procédé de fin de vie (par exemple l'impact de la mise en décharge). Dans cette étude de cas, les inventaires des FDES pour la fin de vie ont été reconstruits à l'aide de modules de la base Ecoinvent. Cela a entraîné une augmentation relative de cette phase jusqu'à 10 % pour le bâtiment HDF.

La figure 107 présente les parties d'ouvrage qui consomment le plus d'énergie non renouvelable pour mettre à disposition les trois bâtiments. Les éléments structurels sont prépondérants quel que soit le bâtiment (de 36 à 50 %). Nous trouvons ensuite les menuiseries (fenêtres, portes) et les équipements techniques (entre 10 et 20 %). Les éléments de doublage et d'isolation représentent, quant à eux, entre 5 et 10 % du bilan. Les autres parties d'ouvrage (revêtements, cloisons, étanchéité et façades) sont très variables d'un bâtiment à un autre en fonction de la nature des matériaux et de la disponibilité des données. Par exemple, il n'a pas été possible de prendre en compte les revêtements dans le bâtiment HDF ce qui expliquent la contribution nulle de ces éléments. De même, les aménagements extérieures de la maison indviduelle HDF ont été pris en compte (voie d'accès, granulats pour le terrassement) ce qui expliquent la contribution de la part « voirie et réseaux divers ». Ces deux points illustrent l'influence du périmètre d'étude sur les résultats. Par ailleurs, les éléments de cloisons et de faux-plafonds ont un impact beaucoup plus significatif (près de 10 %) dans le bâtiment tertiaire de bureaux (INEED) que dans les bâtiments de logements (HDF, ZBD) où ils ne représentent que 1 à 2 % du bilan. Ce dernier point montre l'influence de la typologie de bâtiment sur les résultats.

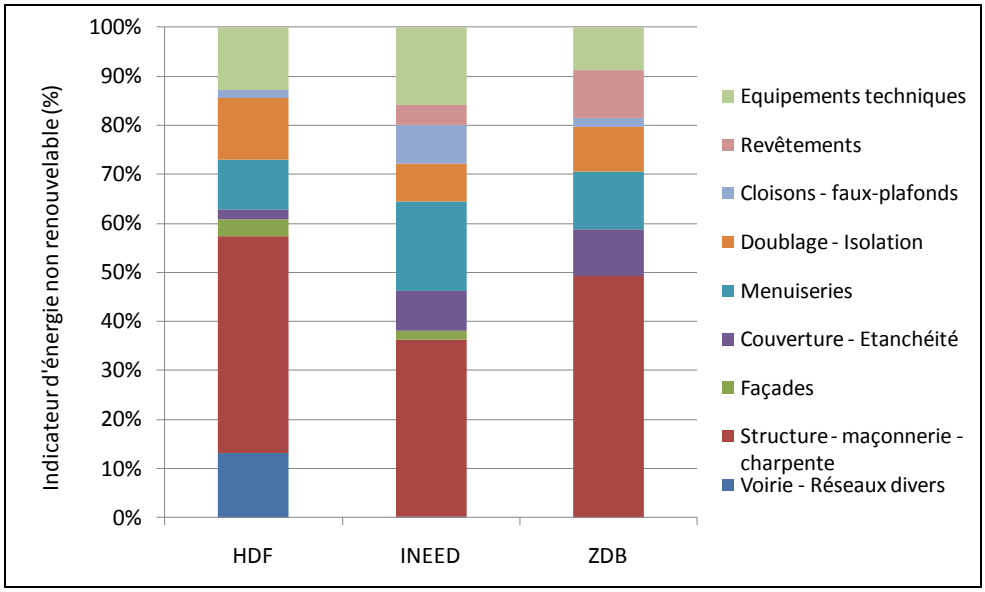


Figure 107. Indicateur d'énergie non renouvelable décomposé par partie d'ouvrage

La figure 108 présente maintenant les 12 matériaux déterminants au moins 85% de l'indicateur d'énergie non renouvelable pour les trois bâtiments. Les matériaux les plus déterminants restent l'acier et le béton. Leurs contributions relatives vont de 45 % (bâtiment HDF) à 53 % (bâtiment ZDB). Pour les autres types de matériaux, les contributions relatives restent fonction de l'étude de cas. Par exemple, la contribution du bois varie de 10 % pour le bâtiment HDF (ossature bois) à seulement 2 % pour le bâtiment ZDB (ossature en béton armé). De même, en fonction du type d'isolant choisi, la contribution varie fortement. Le polystyrène voit sa contribue passer de 8 % (HDF) à seulement 1 %

(INEED). De manière générale, aucun matériau n'a une contribution supérieure à 10 % à l'exception de l'acier et du béton.

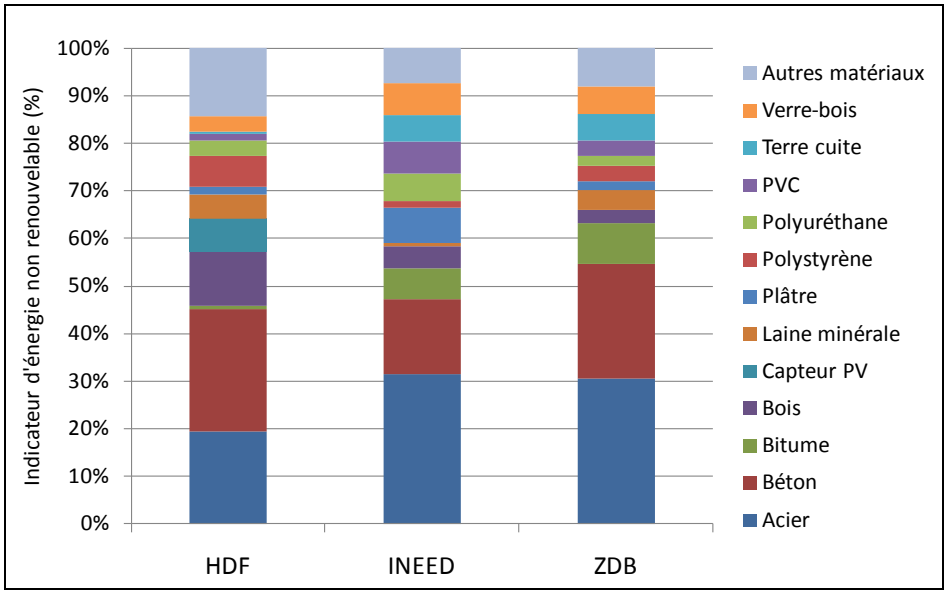


Figure 108. Indicateur d'énergie non renouvelable décomposé par type de matériaux

Quelque soit le système constructif, le béton armé reste donc un matériau systématiquement mis en œuvre dans le secteur du bâtiment (fondations, structures horizontale ou verticale etc.). Dans certain cas, il peut même « masquer » la part liée au système constructif. La faible contribution du bois pour la maison à ossature bois peut alors s'expliquer par la nature de l'indicateur (PE-NRe). En effet, les procédés de fabrication des produits en bois utilisent souvent des énergies récupérées à partir de copeaux de bois (SNBL, 2009). Puisque cette énergie procédé n'est pas de l'énergie non renouvelable, la contribution du matériau bois est limitée pour cet indicateur. Cette remarque illustre le lien entre la nature du matériau et l'indicateur évalué.

La figure 109 présente maintenant les contributions relatives des différents lots techniques pour l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP Elements). Les équipements techniques (chaudières, systèmes de ventilation, panneaux solaires photvoltaïques etc.) contribuent à hauteur de 26 à 53 % pour cet indicateur. Pour le reste, cet indicateur se découpe entre les éléments structurels (par exemple l'acier de ferraillage), puis les façades et les menuiseries fabriquées, dans certains cas, à partir d'aluminium. Les éléments de revêtements et d'isolation ont une contribution non négligeable, mais uniquement pour le bâtiment ZDB. La prépondérance des équipements techniques dans le bilan de cet indicateur peut s'expliquer par la nature de cet indicateur et par le type d'équipements. En effet, l'indicateur ADP Elements reste sensible à la consommation de ressources non énergétiques non renouvelables telles que le fer, le cuivre ou l'aluminium. Or, ces ressources sont utilisées dans la fabrication des équipements de chauffage et de ventilation. Par ailleurs, la durée de vie des équipements a été fixée à 25 ans, ce qui implique un remplacement. Ce dernier aspect renforce leurs importances dans le bilan global, la contribution de la phase d'utilisation allant de 10 % pour le bâtiment HDF à près de 45 % pour les bâtiments INEED et ZDB. Les principaux matériaux déterminants de cet indicateur sont l'acier utilisé à la fois pour le ferraillage du béton et pour la fabrication des équipements ainsi que le cuivre. Certains équipements techniques n'ont pas pu être

décomposés par matériau, seul l'impact global de l'équipement a été quantifié. Par exemple, le capteur solaire photovoltaïque contribue, à lui seul, à 10 % de la valeur de cet indicateur pour le bâtiment HDF.

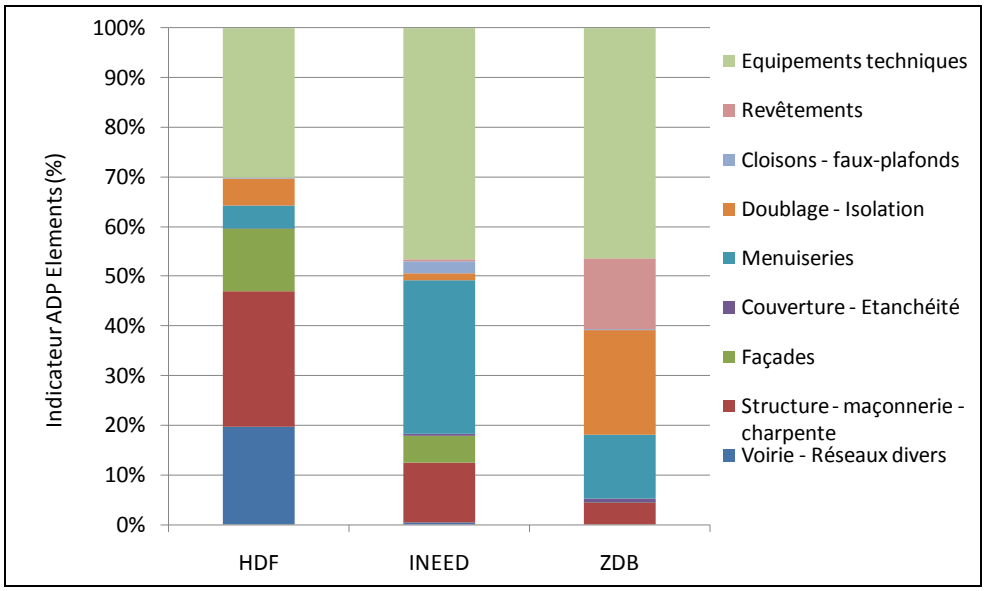


Figure 109. Indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques décomposé par partie d'ouvrage

La mise à disposition des bâtiments est également responsable d'émissions de polluants et de production de déchets. Par exemple, la figure 110 présente les contributions relatives des différentes parties d'ouvrage pour l'indicateur de déchets inertes. Le profil est dominé par les éléments structurels du bâtiment. L'analyse des types de matériaux montre que le béton est principalement responsable de la production de déchets inertes en fin de vie à hauteur de 70 à 90 %.

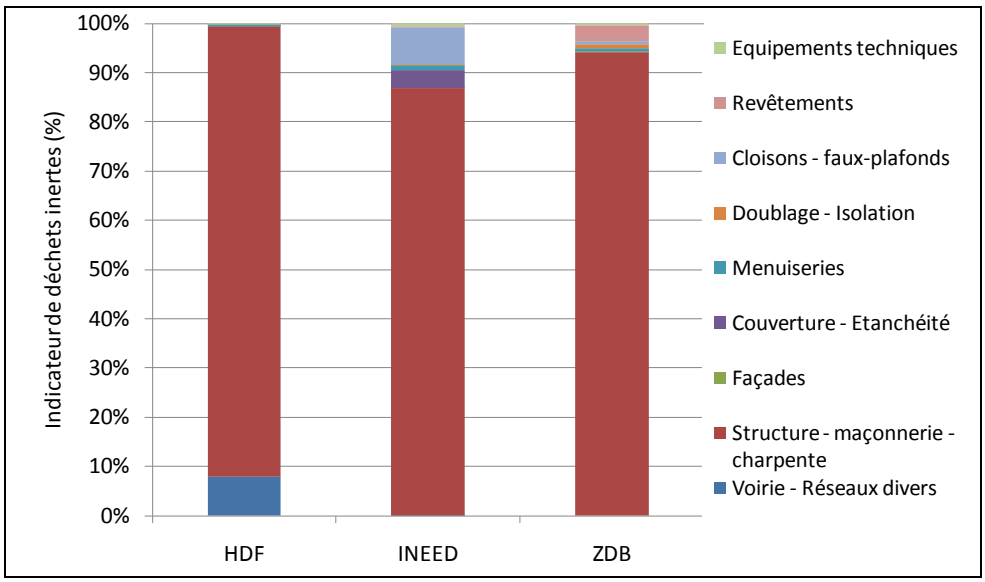


Figure 110. Indicateur de déchets inertes décomposé par partie d'ouvrage

Ces résultats (limités à 3 indicateurs) décomposés par phase, par partie d'ouvrage et par matériau avaient pour objectif d'illustrer la démarche d'analyse et de simplification du modèle ACV pour les bâtiments. Il est désormais possible d'identifier les paramètres clés. Par exemple, la production des matériaux reste la phase la plus déterminante pour l'indicateur d'énergie non renouvelable (PE-NRe). De même, l'acier et le béton sont chacun des déterminants des indicateurs ADP Elements et de déchets inertes respectivement. Cependant, il est difficile, en dehors de ces deux matériaux régulièrement mis en avant, de tirer des conclusions générales, quel que soit l'indicateur pour une simplification du nombre de matériaux. Par exemple, le choix d'une isolation en laine de verre, polystyrène ou polyuréthane conduira à augmenter la contribution relative de chacun de ces matériaux sur chaque étude de cas. Dans ce contexte, la simplification (par exemple la définition de « ratios ») doit rester fonction de la typologie et du système constructif. Dans certain cas, il sera utile de travailler uniquement sur des ratios par partie d'ouvrage (par exemple pour le lot « isolation ») alors que dans d'autre cas, il sera utile de travailler par matériaux (par exemple, l'acier de ferraillage et le béton utilisé en structure).

Tableau 62. Pourcentage de détermination de l'impact environnemental à partir des données Ecoinvent

Indicateurs	HDF	INEED	ZDB
PE-NRe	75 %	65 %	83 %
ADP Elements	98 %	95 %	100 %
Déchets (inertes)	87 %	78 %	99 %

Pour clore cette analyse, le tableau 62 présente le pourcentage de détermination de l'impact à partir des données ACV de la base Ecoinvent. Les équipements techniques et les composants de structures (acier de ferraillage et béton prêt à l'emploi) correspondent à des données Ecoinvent (cf. annexe 74). Il est donc logique d'obtenir une contribution élevée des données Ecoinvent à l'impact environnemental global de ces trois bâtiments. Les 26 FDES utilisées ont donc une importance relative limitée (cf. annexe 75). Par exemple, le lot « doublage-isolation », couvert par des FDES, induit seulement 5 à 10 % de l'impact global de ces trois ouvrages. Nous précisons, enfin, que ces 3 indicateurs sont représentatifs des autres indicateurs, la contribution relative des données Ecoinvent étant systématiquement supérieure à 58 %.

8.4.4. Analyses de sensibilité

La sensibilité de certains choix méthodologiques (infrastructure, mix électrique pour le procédé de fabrication, énergie récupérée et méthode d'évaluation du recyclage) est discutée ici uniquement pour la maison individuelle à ossature bois (HDF). De même, seul l'indicateur d'énergie primaire non renouvelable (PE-NRe) est considéré pour simplifier l'analyse.

8.4.4.1. Analyse de sensibilité sur les infrastructures de production

L'influence des infrastructures de production (par exemple une cimenterie) a été évaluée à l'aide des valeurs fournies par Frischknecht et *al* (2007a). En moyenne, la contribution relative est de 5 à 7 %, ce qui entraîne une variation potentielle proche de 3 kWh/m²/an sur les résultats de l'ACV du bâtiment. Toutefois, ce paramètre peut être beaucoup plus déterminant pour des indicateurs non corrélés à l'énergie non renouvelable. Par exemple, les résultats du chapitre 3, ont montré que la variabilité est très élevée sur la consommation de métaux (cuivre, molybdène etc.). Dans une approche simplifiée (par exemple une base de données ACV d'industriels), la suppression des infrastructures doit donc être décidée en fonction de la catégorie de flux ou d'impact considérée.

8.4.4.2. Analyse de sensibilité sur le mix électrique du procédé de fabrication

L'influence du mix électrique a déjà été illustrée dans le cas du plâtre au chapitre 5. L'adaptation du mix électrique a été conduite uniquement pour des modules Ecoinvent représentatifs de la situation suisse et pour les matériaux supposés produits localement. Par exemple, la donnée ACV sur le béton prêt à l'emploi a été contexualisée en remplaçant le mix électrique suisse par le mix électrique français. Finalement, les résultats obtenus (moins de 0.5 kWh/m²/an) montrent que ce paramètre est très peu sensible à l'échelle du bâtiment. Cette analyse de sensibilité pose, cependant, le problème de l'adaptation des données génériques pour un contexte national (lorsqu'il n'existe pas de données plus précise). Seul le mix électrique a été modifié dans cette application. Cependant, il n'est pas sûr que ce soit le paramètre clé pour réellement adapter l'inventaire de production au contexte français. D'autres aspects, comme les émissions du procédé de fabrication seraient aussi à modifier. De plus, les FDES sont représentatives des produits vendus en France. La fabrication des produits de construction peut parfois réalisé à l'étranger. Dans ce cas-là, il est erroné de considérer qu'une donnée sera plus représentative en remplaçant totalement le mix électrique suisse par le mix électrique français. Dans ce contexte, il serait nécessaire de travailler étroitement avec les industriels français ce qui est en dehors du cadre du présent travail.

8.4.4.3. Analyse de sensibilité sur l'allocation des impacts liés au recyclage

Dans cette partie, la sensibilité des résultats est étudiée uniquement pour les matériaux sensibles aux points suivants :

- prise en compte des énergies et matières récupérées,
- allocation des impacts des sous-produits,
- allocation du procédé de recyclage à l'échelle du système « bâtiment ».

Les résultats présentés à la figure 104 ont montré que la mise à disposition du bâtiment consomme 266 MJ par m² de SHON d'énergie récupérée (bâtiment HDF). Ces énergies récupérées en entrée du système représentent finalement 1.5 kWh/m²/an. L'énergie récupérée est une composante des indicateurs d'énergie procédé (PE-Pro) et d'énergie primaire totale (PE). Les principaux composants du bâtiment utilisant de l'énergie récupéré dans leur procédé de fabrication sont les matériaux cimentaires (enduit minéral, fibrociment et les différents bétons). Cette énergie est issue d'un stock de matières premières secondaires. Par exemple, dans le cas du béton à base de ciment CEM I, de nombreux déchets mobilisant de l'énergie matière comme les pneus, huiles usagées sont utilisés dans procédé de fabrication du clinker. Cette énergie récupérée n'est pas numérisée dans la base Ecoinvent (en 2010). Elle n'est donc par reprise dans l'outil EQUER. Sa quantification a toutefois été réalisée, dans la base SLCA, à partir des valeurs du rapport méthodologique Ecoinvent sur les matériaux de construction (Kellenberger et *al*, 2007). Il s'agit, à ce jour, d'une variabilité non négligeable entre les outils d'ACV bâtiment français EQUER et ELODIE.

Un deuxième aspect concerne l'allocation des sous-produits industriels. Dans le cas du béton de fondation (formulé à partir de ciment CEM III), la part d'énergie récupérée diminue car le contenu en clinker diminue. Des sous-produits industriels (laitiers de haut-fourneau) sont inclus dans la fabrication de ce béton. Il est alors important de s'assurer de la cohérence globale du système d'évaluation environnementale des bâtiments. Par exemple, le partage d'impact entre la donnée ACV sur l'acier de ferraillage et la donnée ACV sur le béton prêt à l'emploi doit être homogène. Dans les données utilisées (Ecoinvent), aucun impact de la production primaire de l'acier n'est affecté au laitier de haut-fourneau. Le béton utilise donc une matière récupérée, chargée uniquement de l'impact de son traitement. De même, la donnée ACV sur l'acier de ferraillage utilisée dans l'étude de cas n'a pas d'impacts évités, en phase de fabrication, liés à l'utilisation ultérieure du laitier de haut-fourneau (supposé être un co-produit) à la place du clinker. La modélisation ACV des bâtiments HDF, INEED, ZDB est donc cohérente avec la méthode des stocks pour l'acier et le béton. Pour une analyse de sensibilité détaillée de l'allocation des impacts de sous-produits industriels, le lecteur intéressé peut se référer aux travaux de Chen et *al* (2010a).

Le troisième point concerne la sensibilité des résultats liée à l'allocation du procédé du recyclage dans le système « bâtiment ». Au chapitre 3, nous avons montré que ce problème reste fonction de l'objectif de l'étude ACV. Ce problème d'allocation est particulièrement sensible pour les métaux et notamment l'acier de construction. Il est notamment utilisé, dans la maison à ossature bois (HDF), comme acier de ferraillage dans le béton et comme matières premières dans les équipements techniques (chaudières etc.). Le taux moyen d'incorporation considéré dans les données Ecoinvent est de 37 %. En fin de vie, un taux de recyclage de 87 % a été considéré sans tenir compte de l'impact évité du recyclage futur. Une méthode d'allocation alternative (par exemple la méthode WorldSteel) conduirait à soustraire le bénéfice du recyclage en fin de vie à l'impact de production. Cette méthode conduirait à une contribution de l'acier à l'impact environnemental du bâtiment plus faible. De même, la méthode par impacts évités 50/50 utilisée dans l'outil EQUER conduit à partager le bénéfice lié au potentiel de recyclage à part égale entre la phase de fabrication et la phase de fin de vie. Pour une analyse de sensibilité précise entre ces deux approches (contenu recyclé et potentiel de recyclage), le lecteur intéressé peut se référer, par exemple, à l'article de Frischknecht (2010).

8.4.4.4. Analyse de sensibilité sur le calcul de l'énergie primaire

Parmi les méthodes d'évaluation des impacts intégrées à la base SLCA, deux d'entre elles concernent le calcul de la consommation d'énergie primaire. Nous avons déjà montré qu'il existe des différences sur les valeurs des pouvoirs calorifiques du charbon et de l'uranium. Afin d'avoir une idée plus précise de cette variabilité à l'échelle des bâtiments, une analyse comparative des indicateurs d'énergie non renouvelable (CED-NRe et PE-NRe) a été réalisée. Pour cela, les parts fossile (charbon, gaz naturel et lignite) et nucléaire de ces deux indicateurs ont été dissociées. Les résultats sont présentés à la figure 111. Les hypothèses sur les pouvoirs calorifiques retenus sont disponibles en annexe 45.

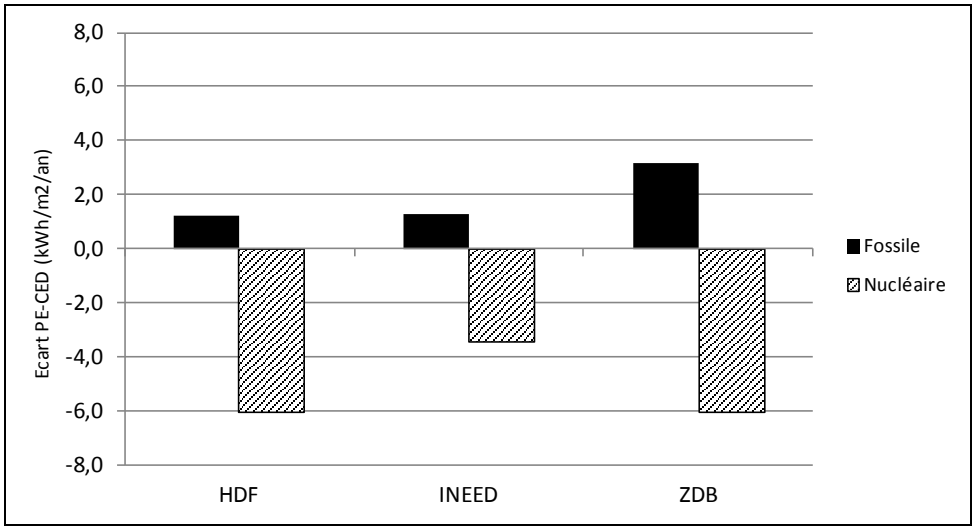


Figure 111. Ecart entre les indicateurs PE et CED obtenu sur les trois études de cas

Les résultats montrent que l'écart PE-CED pour la part fossile est compris entre +1.2 et +3.2 kWh/m²/an en fonction du bâtiment étudié. En revanche, les écarts entre PE et CED pour la part nucléaire sont, sans surprise, négatifs. Ils varient respectivement de -3.4 kWh/m²/an pour INEED à -6.0 kWh/m²/an pour HDF et ZDB. Finalement, ces écarts (fossile et nucléaire) se compensent à l'échelle de l'indicateur d'énergie non renouvelable. Ils ne sont plus que de -4.8 kWh/m²/an pour HDF, -2.0 kWh/m²/an pour INEED et -2.8 kWh/m²/an pour ZDB.

Pour le charbon, ces écarts s'expliquent par un facteur PCI dans l'indicateur d'énergie primaire (PE) plus élevé que le facteur CED dans l'indicateur de demande cumulative en énergie (28.9 MJ/kg contre seulement 19.1 MJ/kg). De même, pour l'uranium, l'écart est à mettre en relation avec les facteurs de caractérisation. Toutefois, l'étude des FDES montre que le facteur utilisé est plus proche de 420000 MJ pour l'uranium que 130000 MJ, valeur considérée dans les données ACV de la base DEAM (cf. tableau 4) et pour cette analyse de sensibilité. Ces résultats permettent de fournir des bornes minimale et maximale quant à la variabilité qui peut exister entre ces deux approches actuellement utilisées dans les outils EQUER, ELODIE et TEAM Bâtiment.

8.5. Évaluation des modèles simplifiés (flux et indicateurs)

8.5.1. Simplification du système d'indicateurs pour l'ACV des bâtiments

Dans cette partie, une ACP est conduite sur les 57 données Ecoinvent et FDES utilisées pour modéliser l'impact environnemental de la maison à ossature bois (HDF). Cette nouvelle ACP permet d'identifier les similitudes au niveau du cercle des corrélations par rapport à l'étude réalisée au chapitre 6. Les données ACV sur les matériaux (Ecoinvent) et produits (FDES) sont maintenant pondérés au regard de la quantité mise en œuvre dans la maison à ossature bois (HDF). La figure 112 illustre graphiquement les résultats obtenus sur les quatre premières composantes.

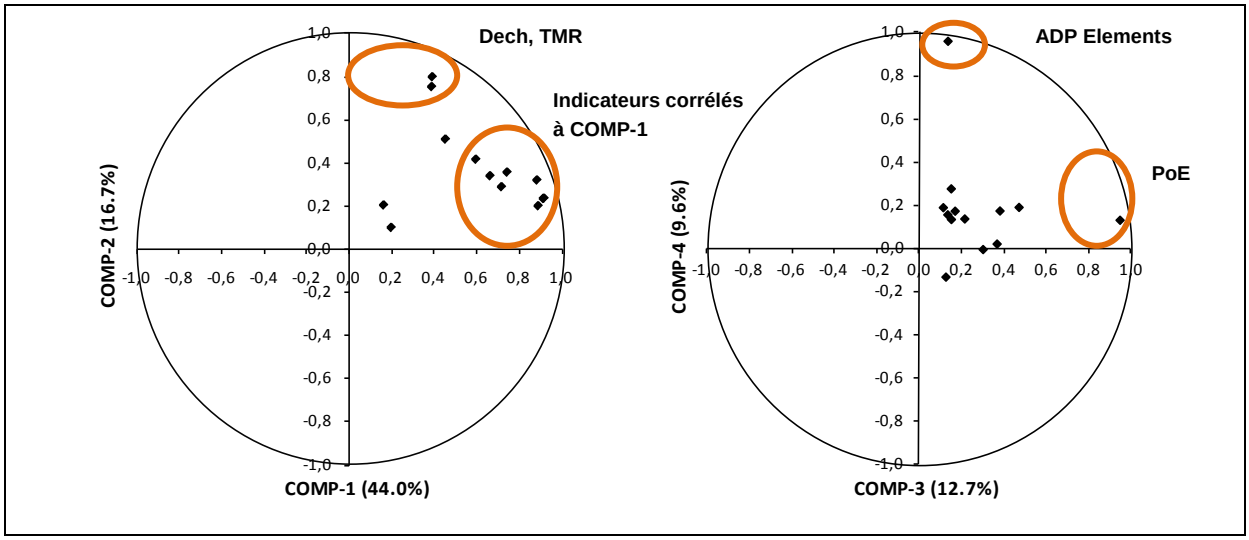


Figure 112. Cercle des corrélations avant et après rotation des axes factoriels pour les composantes 1, 2, 3, 4

Le choix de considérer 13 indicateurs sur la maison à ossature bois (HDF) entraîne, après pondération des unités fonctionnelles, des résultats similaires à ceux obtenus au chapitre 6. Un effet « taille » est à nouveau mis en évidence avant la rotation Varimax. Le choix des axes à conserver s'est, à nouveau, appuyé sur le critère de Kaiser (Lebart et *al*, 2004). Les résultats de l'ACP sur le bâtiment à ossature bois, après rotation Varimax, montrent que la première composante principale contient près de 45 % de la variance. Les composantes 2 à 4 représentent moins de 38 % de la variance. L'ensemble des indicateurs sont à nouveau corrélés positivement avec la composante 1. Il est possible de hiérarchiser les indicateurs à l'aide de leur coefficient de corrélation avec la composante 1 (cf. annexe 76). Ainsi, les indicateurs d'épuisement de ressources (ADP), d'énergie primaire totale (PE), non renouvelable (PE-NRe), de changement climatique (GWP) sont les plus corrélés à cette composante. Les coefficients de corrélation sont compris entre 0.89 et 0.92. D'autres indicateurs sont corrélés à un degré moindre avec la composante 1. Par exemple, l'indicateur d'acidification (ACI) est corrélé à hauteur uniquement de 75 % avec la composante, 72 % pour l'indicateur de formation d'ozone (POCP), 66 % pour l'indicateur de pollution de l'air (PA) et enfin 60 % pour l'indicateur de déchets radioactifs (DR). Les résultats, mis en évidence sur la base de données SLCA, se vérifient, dans une certaine mesure sur cette ACV du bâtiment (HDF). Les coefficients de corrélations obtenus peuvent légèrement varier mais ne viennent pas contredire les conclusions à l'échelle de base de données. Les

indicateurs d'épuisement de ressources (ADP) et d'énergie non renouvelable (PE-NRe) construisent, à nouveau, beaucoup plus la composante 1 que ne le fait l'indicateur de déchets radioactifs (DR). De même, les 5 indicateurs restants, à savoir déchets ultimes (Dech), TMR, ADP Elements et pollution de l'eau (POE), n'ont pas de corrélations significatives (< 0.50) avec cette première composante. Ils construisent à nouveau les trois composantes suivantes.

8.5.2. Évaluation du modèle simplifié de calcul de l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques

8.5.2.1. Résultats obtenus sur les trois bâtiments pilotes

Dans cette partie, les modèles simplifiés de calcul des impacts du chapitre 7 sont évalués. La procédure consiste à appliquer le MSCI de la base SLCA-m (données Ecoinvent) sur les trois études de cas de bâtiments. Le tableau 63 présente une comparaison des hypothèses retenues pour déterminer le MSCI à l'échelle de la base de données et celles retenues dans les trois études de cas. Deux différences principales sont à noter. Au chapitre 7, le MSCI a été déterminé à partir des 108 données Ecoinvent (base SLCA-m), uniquement pour la phase de production. Dans ce chapitre, les données sont calculées sur le cycle de vie complet. Au total, 31 données Ecoinvent (base SLCA-m) et 26 FDES (base SLCA-p) sont utilisées.

Tableau 63. Comparaison des hypothèses entre le MSCI établi sur la base SLCA-m et les trois études de cas de bâtiment

Comparaison des hypothèses	Chapitre 7	Chapitre 8
Frontières des données matériaux ou produits considérés (production, cycle de vie complet...)	phase de production	cycle de vie complet
Nombre de données ACV matériaux (Ecoinvent) et de FDES de produits de construction utilisées	108 données ACV Ecoinvent de la base SLCA-m	ACV Ecoinvent : 31 FDES : 26

La formule de calcul de l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP-NE) prend maintenant en compte la pondération des différentes unités fonctionnelles (1 kg ou 1 m^2 en fonction des matériaux ou produits utilisés) Ainsi, la formule de calcul de l'indicateur à l'échelle du bâtiment devient, pour *p* matériaux ou produits de masse *m* mis en œuvre dans un bâtiment :

Équation 44. Formule de calcul de l'indicateur ADP-NE estimé à partir du MSCI pour un bâtiment

$$I^*_{ADP-NE,bâtiment} = \sum_p m_p (F_{50,p} \times C^*_{50,\,ADP-NE} + F_{40,p} \times C^*_{40,\,ADP-NE} + F_{15,p} \times C^*_{15,\,ADP-NE} + F_{23,p} \times C^*_{23,\,ADP-NE}$$
$$+ F_{25,p} \times C^*_{25,\,ADP-NE} + F_{35,p} \times C^*_{35,\,ADP-NE} + F_{45,p} \times C^*_{45,\,ADP-NE} + F_{16,p} \times C^*_{16,\,ADP-NE} + F_{21,p} \times C^*_{21,\,ADP-NE})$$

$$\forall\ \alpha = \beta = 0.25$$

Nous avons montré que seul le facteur de caractérisation du chrome est légèrement surestimé par la méthode développée. Il existe donc un écart potentiel entre le MSCI utilisant les facteurs C* robustes et le MSCI utilisant les facteurs C exacts de l'ordre de 15 % sur ce flux. Il serait intéressant de quantifier l'écart sur les résultats. Dans la suite de l'analyse, seul le MSCI calculé à partir des facteurs exacts C est considéré.

Le tableau 64 présente le pourcentage de contribution relative des flux appartenant au MSCI, vis-à-vis de la valeur de l'indicateur ADP-NE, calculé à partir du modèle complet de calcul (MCCI). Le pourcentage de détermination pour les trois bâtiments est compris entre 96.6 % et 98.5 %. Ces pourcentages sont très élevés. Les résultats montrent que le molybdène est le flux le plus déterminant de cet indicateur quel que soit le bâtiment évalué. En effet, il représente au minimum 43.0 % pour l'immeuble de logement (ZDB) contre 69.9 % pour la maison à ossature bois (HDF). Les autres flux mis en évidence représentent environ 30 à 35 % en fonction du type de bâtiment. Ainsi, le cuivre contribue uniquement à hauteur de 5.3 % dans la maison à ossature bois (HDF) contre 30.0 % dans l'immeuble de logement (ZDB). À l'inverse, le zinc contribue à hauteur de 16.9 % dans la maison à ossature bois (HDF) contre 5.49 % dans l'immeuble de logement (ZDB). Enfin, des contributions pour le chrome, le plomb, le bore, l'étain et le cadmium sont beaucoup plus faibles (de 3.1 % à 0.3 % en moyenne sur les trois bâtiments).

Tableau 64. Contribution relative de l'indicateur ADP-NE déterminé par le MSCI sur les trois études de cas

	Bâtiments	**HDF**	**INEED**	**ZDB**
Numéro	**% de détermination de l'indicateur ADP-NE à partir du MSCI**	**97.91**	**98.54**	**96.61**
F50	Zinc	16.93	16.85	5.49
F40	Plomb	1.22	0.26	7.37
F15	Bore	1.17	0.27	4.71
F23	Cuivre	5.27	13.63	30.00
F25	Etain	0.45	0.05	0.73
F35	Molybdène	69.88	65.74	43.01
F45	Soufre	0.08	0.03	0.12
F16	Cadmium	0.31	0.12	0.40
F21	Chrome	2.68	1.62	4.91
	Nom du flux hors MSCI	**2.09**	**1.46**	**3.39**
F9	Argent	0.00*	0.02	0.00
F36	Nickel	1.20	0.91	2.09
F37	Or	0.59*	0.36	0.99
	Autres flux	0.30	0.03	0.41
	Total en %	**100.00**	**100.00**	**100.00**

** Pour l'étude de cas Haut de Feuilly prenant en compte les systèmes de production locale d'énergie (capteurs photovoltaïque et solaire thermique) dans les frontières du système, la contribution de ces deux flux atteint 15 % de l'indicateur ADP-NE total venant limiter le % de détermination du MSCI. Cependant, ces composants correspondent à des Equipements (et n'appartiennent donc pas à la base de données SLCA-m ou SLCA-p à partir desquelles le MSCI a été déterminé). Il semble donc logique de ne pas les intégrer. Cette remarque montre en revanche la limite du MSCI dès lors qu'il s'agit d'évaluer d'autres contributeurs dans le bilan environnemental d'un bâtiment.*

L'application montre également que les flux non identifiés comme déterminants, dans la base SLCA-m, représentent moins de 2.3 % dans les études de cas. Il s'agit principalement du nickel qui représente 1.40 % et de l'or qui représente 0.60 % en moyenne. Les autres flux du MCCI ne représentent que 0.25 % en moyenne. La figure 113 présente le pourcentage des contributions relatives moyennes des 9 flux du MSCI vis-à-vis de l'indicateur ADP-NE complet. Les barres d'erreurs représentent les valeurs minimales et maximales des contributions relatives sur les trois bâtiments.

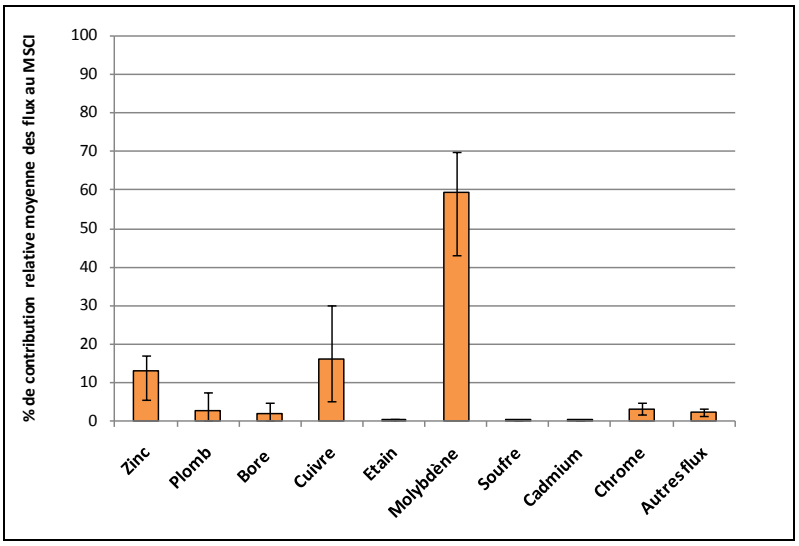


Figure 113. Pourcentage de contribution relative moyenne des flux intégrés au MSCI de l'indicateur ADP-NE sur les trois études de cas de bâtiments

L'ordre des flux au tableau 64 correspond au classement décroissant de la significativité statistique (p-valeur) à l'échelle de la base de données. Par exemple, le molybdène était le sixième flux significatif dans le MSCI. Il devient, dans les trois bâtiments, le flux le plus déterminant vis-à-vis de sa contribution relative à la valeur de l'indicateur ADP-NE. Il n'y a donc pas de conservation des rangs des flux sur les études de cas. A l'échelle bâtiment le plomb semble, sur ces trois études de cas, moins significatif que sur la base de données SLCA-m. Il s'agit maintenant plutôt des flux de cuivre et de zinc qui sont des matériaux pour la construction, utilisés à part variables dans les trois bâtiments. L'utilisation du facteur C* pour le chrome entraîne, comme prévu, une augmentation du pourcentage de détermination. Par exemple, pour la maison à ossature bois (HDF), il passe de 97.9 à 98.2 %. Les facteurs C* robustes ont donc dans certain cas tendance à surévaluer la précision du modèle. Nous précisons toutefois que les grandeurs (p-valeur et contribution relative) ne sont pas directement comparables.

Les résultats sur ces trois études de cas de bâtiments pourraient conduire à une suppression des flux de cadmium, d'étain et de soufre du MSCI. Toutefois, ces études de cas n'ont utilisé que 31 données de la base SLCA-m sur les 108 de départ. Il n'est donc pas garanti que le résultat soit inchangé sur de nouvelles études de cas. C'est la raison pour laquelle, le MSCI ne sera pas réduit à 6 flux par exemple. Toutefois en regardant d'où viennent l'or, d'étain et le cadmium, certains flux pourraient être supprimés. Par exemple, les organo-étains et le cadmium étaient utilisés comme stabilisants des

plastiques, ce qui n'est plus le cas aujourd'hui. Peut être donc que leur présence dans les bases de données ACV va diminuer. En revanche, l'évaluation de ces bâtiments pilotes a montré que le nickel semble être un flux additionnel qui contribue à hauteur de 1 à 2 % à la valeur de l'indicateur. Il pourrait alors être envisagé de l'intégrer au MSCI pour les futures études de cas de bâtiments.

8.5.2.2. Analyses de sensibilité sur les réserves et le modèle de calcul ADP

Dans cette partie, une analyse de sensibilité sur les principaux paramètres influents du modèle de calcul de l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP-NE) est réalisée. Nous cherchons à faire varier les valeurs des réserves considérées (ultimes, bases, économiques) et à modifier le modèle de calcul de l'indicateur ADP. Cette analyse de sensibilité permet d'évaluer le pourcentage de détermination du MSCI. Au total, dix analyses de sensibilité ont été effectuées. Les résultats sont reportés dans le tableau 65. Les indicateurs ADP ont déjà présentés (cf. partie 4.3.4.3), tandis que les hypothèses sur les facteurs de caractérisation alternatifs sont disponibles dans les annexes 47 à 51.

L'indicateur ADP Elements (équivalent à l'ADP-NE) peut être calculé à partir de 3 modèles alternatifs : ADP Elements (E/R), ADP Elements (1/R) et ADP Elements (E). De même, trois types de réserves de ressources ont été considérés : ultimes, bases et économiques. Le tableau 65 et la figure 114 s'appuient donc sur ces notations supplémentaires permettant de différencier les différentes formes de l'indicateur ADP Elements. Une deuxième étape consiste à faire varier les hypothèses du modèle de calcul de l'indicateur ADP initialement constitué de trois paramètres : la rareté de la ressource 1/R, le taux d'extraction annuelle E (exprimé en $kg.an^{-1}$), et enfin la vitesse d'épuisement (E/R exprimée en an^{-1}).

Une analyse comparative a tout d'abord été menée sur les valeurs des deux types de facteurs de caractérisation ADP. Les premiers ont été établis par Guinée puis repris dans la norme NF P01-010 (AFNOR, 2004). Ces facteurs s'appuient sur les chiffres des taux d'extraction du Bureau Géologique Américain pour l'année 1992. Ils sont utilisés dans l'indicateur ADP-NE. Les seconds correspondent à des données plus récentes (année 1999) et sont utilisés pour l'indicateur ADP Elements (Van Oers et *al*, 2002). D'après les résultats du tableau 65, la mise à jour des valeurs des taux d'extraction annuelle des ressources, ne modifie pas la validité du MSCI. Le pourcentage d'écart entre les deux n'évolue pas (0.01 %). Cette comparaison permet également de montrer que les 12 flux de configurations (argile, bentonite, dolomite, feldspath, gravier, kaolin et sable), pris en compte dans l'indicateur ADP-NE, ne représentent à l'échelle des trois bâtiments, que 0.01 % de l'indicateur, soit une contribution négligeable. Dès lors, les indicateurs ADP-NE et ADP Elements peuvent être considérés comme identiques.

Tableau 65. Pourcentage de flux du MSCI expliquant d'autres modèles de calcul de l'indicateur ADP Elements

Valeurs en %	HDF	INEED	ZDB
Réserves mondiales ultimes			
ADP-NE (E/R², réserves ultimes)*	97.91	98.54	96.61
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	98.08	98.53	96.73
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	59.96	66.31	47.01
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	93.36	93.42	83.70
Réserves mondiales bases			
ADP Elements (E/R², réserves bases)	83.20	85.03	61.73
ADP Elements (E/R, réserves bases)	32.52	38.81	16.45
ADP Elements (1/R, réserves bases)	75.13	77.49	47.88
Réserves mondiales économiques			
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	71.69	74.75	47.15
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	32.03	37.07	14.90
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	68.24	71.45	42.31
ADP Elements (E)	0.19	0.24	0.10

Pour le détail des modèles de calcul des indicateurs ADP-Ele 1 / 1bis / 2 / 3 cf. tableau 16
*Selon les hypothèses de * (Guinée, 2001)*

Les résultats du tableau 65 montrent globalement que le changement de l'hypothèse sur les réserves mondiales s'accompagne d'une diminution systématique de la part de l'indicateur complet déterminée par le MSCI. En effet, pour les trois études de cas, seulement 76.6 % de l'indicateur complet est recalculé en s'appuyant sur les réserves bases. Pour les réserves économiques, cette valeur tombe à 64.5 % (cf. figure 114). Nous observons que la barre d'erreur, qui représente l'écart entre la valeur minimale et maximale sur les trois études de cas, augmente au fur et à mesure que les deux autres types de réserves (base et économique) sont considérés.

Le passage entre un modèle de calcul ADP Elements (E/R²) et ADP Elements (1/R) se traduit en moyenne sur les trois études de cas par une perte de détermination de 5 % environ. Cette différence est, en revanche, beaucoup plus élevée dans le cas du passage ADP Elements (E/R²) et ADP Elements (E/R) où les écarts atteignent 40.0 %, 47.0 % et 36.5 % respectivement pour des réserves ultimes, bases et économiques. Nous remarquons également la part quasi nulle de détermination de MSCI à l'aide du modèle de calcul ADP Elements (E) basé uniquement sur les taux d'extraction de chaque ressource. Dans ce dernier cas, les ressources possédant les taux d'extraction les plus élevés sont celles qui sont mises en avant. Le fer est ainsi l'unique ressource contribuant à ce modèle de calcul sur les trois études de cas (cf. annexe 87).

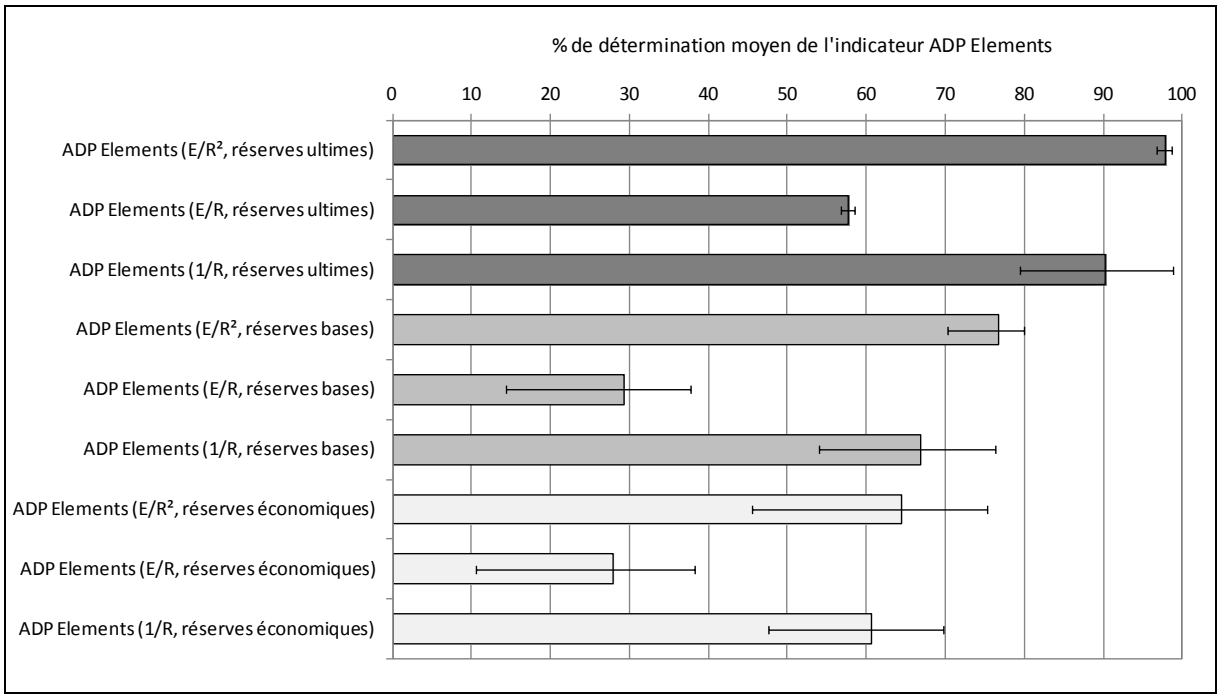


Figure 114. Pourcentage moyen de détermination de l'indicateur ADP Elements à partir des flux du MSCI pour différentes hypothèses sur le modèle de calcul sur les trois études de cas de bâtiments pilotes

Le passage d'une hypothèse de réserves ultimes pour le modèle de calcul ADP Elements (E/R^2) vers des réserves bases et économiques entraîne une contribution relative des flux additionnels, de plus en plus élevée. Toutefois pour ce modèle de calcul, seul le flux de nickel contribue à la part non expliquée par les flux du MSCI (cf. annexe 86). La contribution du nickel passe ainsi de 1.4 % à 18.9 % et 31.0 %, entre une hypothèse de réserves ultimes, bases et économiques. Nous précisons que le titane et le sulfate de baryum contribuent à hauteur de 2.6 à 3.4 % de l'indicateur ADP Elements (E/R^2), pour une hypothèse de réserves bases ou économiques (cf. annexes 88-89).

En conservant uniquement la vitesse d'épuisement dans le modèle de calcul (E/R), la part déterminée par le modèle simplifié est alors seulement de 57.8 %, 29.3 % et 28.0 % pour une hypothèse de réserves mondiales ultimes, bases et économiques. En analysant les flux additionnels caractérisés, il s'agit principalement du nickel, mais surtout du fer. Pour ce dernier, la part déterminée est comprise entre 39.4 % et 60.7 %, pour des réserves ultimes et bases. Quant au nickel, elle est comprise entre 2.5 % et 7.3 %. Nous notons une contribution de l'ordre de 5 % pour l'aluminium, le titane et le sulfate de baryum pour une hypothèse de réserves bases ou économiques. Ce modèle tend donc à se rapprocher du modèle ADP Elements (E) mettant en avant exclusivement le fer.

En conservant maintenant le paramètre de rareté (1/R) de la ressource, le MSCI parvient à déterminer 93.2 %, 76.5 % et 70.6 %, respectivement pour une hypothèse de réserves ultimes, bases et économiques. Ces contributions relatives sont assez proches de celles établies pour le modèle de calcul ADP Elements (E/R^2). Ce résultat peut sembler surprenant dans la mesure où la vitesse d'épuisement (E/R) a été omise de ce modèle de calcul. L'analyse des flux additionnels fournit les mêmes conclusions que pour le modèle de calcul ADP Elements (E/R^2). La contribution relative du nickel reste prépondérante.

Enfin, la dernière possibilité pour le calcul de l'indicateur ADP consiste à considérer seulement le taux d'extraction. Sans surprise, le modèle simplifié détermine seulement 0.2 % du modèle complet. Dans ce dernier cas, le fer est déterminant à hauteur de 99 %, quelle que soit l'étude de cas considérée. Ce résultat s'explique par une valeur du taux d'extraction du fer à l'échelle mondiale comparativement plus élevée que celles des autres flux de ressources pris en compte dans la base SLCA. Toutefois, ce modèle de calcul ne tient pas compte des réserves. Il ne s'agit pas vraiment d'un modèle de calcul évaluant un potentiel d'épuisement, mais plus une consommation de ressources. Les annexes 77 à 90 présentent l'ensemble des résultats obtenus sur cette analyse de sensibilité. Elle les présente par flux du MSCI ainsi que par flux additionnels (aluminium, fer, nickel, sulfate de baryum et titane).

8.5.2.3. Classement des flux de ressources en fonction des différents ADP

L'analyse de sensibilité précédente a montré que les ressources peuvent varier en fonction des hypothèses considérées pour calculer les facteurs de caractérisation. La figure 115 présente l'évolution du classement des ressources non énergétiques en fonction des indicateurs d'impact utilisés.

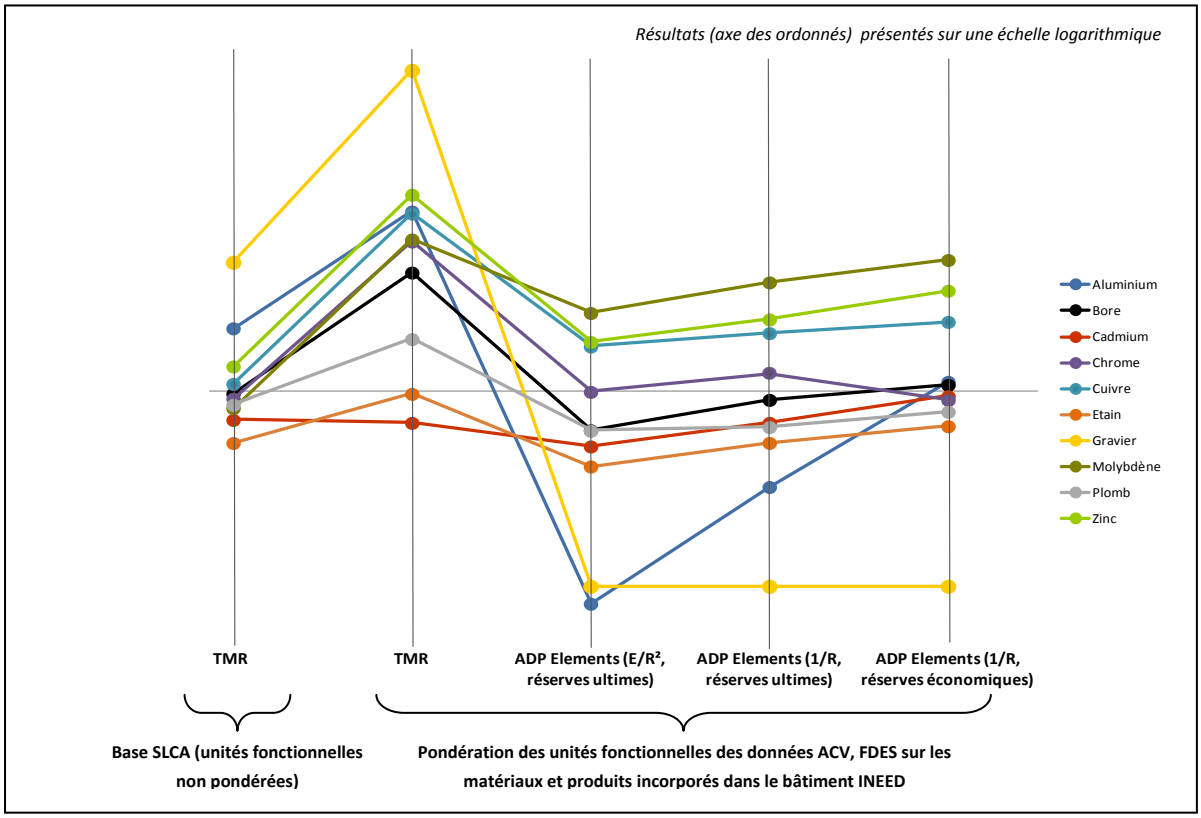


Figure 115. Evolution du classement des flux de ressources non énergétiques en fonction des indicateurs utilisés et de la pondération des unités fonctionnelles

Cette représentation met en évidence deux aspects. D'une part l'influence de la pondération des unités fonctionnelles dans les études de cas, et d'autre part, l'influence du choix du modèle de calcul des impacts sur le classement des ressources. Certaines ressources conservent leur classement lorsque différents facteurs de caractérisation leurs sont appliqués. C'est le cas notamment du molybdène qui reste, pour les trois modèles de calcul, la première ressource mise en avant. À l'inverse, le changement du modèle de calcul, de ADP Elements (E/R^2) réserves ultimes vers ADP Elements (1/R) réserves économiques, conduit à un nouveau rang pour l'aluminium qui passe de la dernière place à la quatrième place.

De même, le gravier est, à l'échelle de la base SLCA ou de l'étude de cas INEED, la ressource la plus prépondérante en masse (indicateur TMR). Il se retrouve ensuite en dernière position à la suite de l'application du modèle de calcul ADP (hypothèse des réserves de granulats à l'échelle mondiale). Toutefois, certaines études récentes, effectuant une régionalisation de l'impact d'épuisement des ressources, montrent au contraire que les graviers peuvent s'épuiser à l'échelle locale (UNICEM, 2005; Habert et *al*, 2009). Ce dernier aspect montre la sensibilité des facteurs de caractérisation aux hypothèses retenues pour les calculer.

8.5.2.4. Discussion des résultats

Les résultats obtenus ont permis de retrouver un résultat pressenti à la lecture des facteurs de caractérisation : une contribution relative quasiment nulle de l'ensemble des ressources minérales utilisées dans le secteur de la construction (calcaire, sable, gravier), une fois l'étape de caractérisation effectuée. De même, dans les études de cas, leur contribution reste quasiment nulle. En conséquence, les assimilations actuellement effectuées dans la norme NF P01-010 pour caractériser l'ensemble des 44 flux de ressources ne semblent avoir aucune influence sur la valeur totale de l'indicateur ADP-NE. Dans ce contexte, l'utilisation de l'indicateur ADP Elements au sens de Van Oers et *al* (2002) apporte autant d'information d'un point de vue statistique.

Cette étude orientée vers la simplification des modèles de calcul ADP-NE et ADP Elements a surtout permis de mieux comprendre le rôle prépondérant joué par certains flux de l'inventaire dans le calcul des impacts. La mise en évidence de 9 flux déterminants, essentiellement de métaux, permet, dans un premier temps, d'informer la communauté normative sur le comportement de cet indicateur. Pour rappel, il est pris en compte dans la norme européenne prEN 15978 portant sur l'évaluation de la performance environnementale des bâtiments (CEN, 2010a). Pour les développeurs français de logiciels pour l'ACV des bâtiments, cette contribution fournit une analyse comparative détaillée des flux de ressources des FDES de la base INIES, par rapport au flux de ressources des données de la base Ecoinvent. Le tableau 66 présente le pourcentage de détermination du MCCI en fonction des différents MSCI.

Tableau 66. Pourcentage de détermination du modèle complet de calcul de l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques

MSCI déterminé à partir de	Indicateur ADP-NE (ou ADP Elements)
Base de données SCLA-m uniquement (Ecoinvent)	97.7
Base de données SCLA-p uniquement (FDES)	65.8
Réunion des 2	98.3
Intersection des 2	65.2

Les différences entre les données Ecoinvent et FDES, identifiées aux chapitres 3 et 5, sont également visible ici. Le MSCI établi à partir des FDES ne parvient à déterminer que 65.8 % de l'indicateur complet, tandis que le MSCI établi à partir des données Ecoinvent détermine 97.7 %. Il faut rappeler que ces modèles sont valides aux valeurs près de p', a et b. Une analyse de sensibilité sur le paramètre p' serait notamment souhaitable pour la base SLCA-p (données FDES). En effet, elle n'est pas très bien échantillonnée, à ce jour, par rapport aux types de matériaux couramment mis en œuvre dans les bâtiments.

8.5.2.5. Proposition d'un indice de simplification

Cette démarche de simplification qui a démarré à l'échelle de l'inventaire de référence (Ecoinvent) permet alors de proposer un indice de simplification (IS) sur les flux élémentaires. Cet indice se calcule à partir de l'équation 45.

Équation 45. Formule de calcul de l'indice de simplification pour l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques

$$IS_{ADP-NE,bâtiment} = 1 - \frac{\sum F_{x,p(MSCI)}}{\sum F_{x,p(inventaire\ Ecoinvent\ complet)}}$$

Pour l'indicateur d'épuisement de ressources non énergétiques (ADP-NE), il y a 124 flux élémentaires de ressources non énergétiques dans l'inventaire Ecoinvent complet (cf. annexe 20) contre 9 flux nécessaires dans le modèle simplifié de calcul des impacts (MSCI). L'indice de simplification vaut 93 %. La représentation de cette démarche d'agrégation des flux est présentée à la figure 117 pour l'indicateur de pollution de l'air (PA). Elle reste valable pour l'indicateur ADP-NE.

8.5.3. Évaluation du modèle simplifié de calcul de l'indicateur de pollution de l'air

8.5.3.1. Résultats obtenus sur les trois bâtiments pilotes

La procédure retenue pour la validation de ce modèle simplifié de calcul est identique à celle de l'indicateur ADP-NE. Pour rappel, la formule de calcul développée de l'indicateur PA à l'échelle d'un bâtiment s'appuie sur les 10 flux sélectionnés à l'échelle de la base de données (équation 46).

Équation 46. Formule de calcul de l'indicateur PA pour un bâtiment à partir du MSCI

$$I^*_{PA,bâtiment} = \sum_p m_p (F_{81,p} \times C^*_{81,PA} + F_{77,p} \times C^*_{77,PA} + F_{75,p} \times C^*_{75,PA} + F_{83,p} \times C^*_{83,PA} + F_{72,p} \times C^*_{72,PA} + F_{93,p} \times C^*_{93,PA} + F_{82,p} \times C^*_{82,PA} + F_{80,p} \times C^*_{80,PA} + F_{102,p} \times C^*_{102,PA} + F_{78,p} \times C^*_{78,PA})$$

$$\forall\ \alpha = \beta = 0.33$$

Il existe de très légères différences entre les facteurs PA* robustes et les facteurs PA exacts (cf. tableau 51). Par exemple, le facteur PA pour les oxydes d'azote, égal à 2 dans la méthode exacte, est estimé à 2.05 par le modèle statistique. Dans la suite, seuls les facteurs PA exacts ont été utilisés.

Le tableau 67 présente la contribution relative de l'indicateur PA déterminé par le MSCI (s'appuyant sur les facteurs C exacts). Les résultats à l'échelle des trois bâtiments confirment partiellement ceux mis en évidence à l'échelle de la base de données SLCA-m (pour $\alpha = \beta = 0.33$). Le pourcentage de détermination varie de 87.9 % à 94.7 %. L'analyse des flux intégrés au MSCI montre que les poussières (35.7 %) et le monoxyde de carbone (22.6 %) sont les flux les plus déterminants. Viennent ensuite, les flux de métaux non spécifiés (4.4 %), composés organiques volatils (4.3 %), les oxydes de soufre (3.2 %) et enfin les hydrocarbures (2.0 %). En comparant qualitativement le classement des flux entre les résultats des tableaux 51 et 67, les poussières et le monoxyde restent bien situés en première et seconde position. En revanche, l'ordre des autres flux du modèle simplifié est modifié.

En dehors des flux du MSCI, le tableau ci-dessus reporte également les valeurs des flux additionnels, c'est-à-dire ceux qui n'ont pas été inclus dans le MSCI. Par exemple, l'acide chlorhydrique, les composés fluorés organiques et le zinc représentent 8.2 % pour la maison à ossature bois (HDF). Les autres flux, correspondant à des métaux lourds, contribuent à hauteur de 4 %.

La figure 116 présente les histogrammes de contributions relatives moyennes obtenues sur les trois études de cas. La barre d'erreur correspond aux valeurs minimales et maximales des contributions relatives sur les trois études de cas. Cette application sur ces trois bâtiments montre que pour l'indicateur PA, le domaine de validité du MSCI est moindre, comparativement à l'indicateur ADP Elements. Les flux additionnels non pris en compte dans le MSCI constituent le troisième type d'émissions dans l'air, derrière les poussières non spécifiées et le monoxyde de carbone. Ce résultat montre la limite de la règle de sélection pour cet indicateur ($\alpha = \beta = 0.33$).

Tableau 67. Contribution relative de l'indicateur PA déterminé par le MSCI sur les trois études de cas

	Valeurs en %	HDF	INEED	ZDB
	% de détermination de l'indicateur PA à partir du MSCI	**87.92**	**88.50**	**94.71**
F81	Poussières non spécifiées	30.37	32.78	44.03
F77	Monoxyde de carbone	22.72	20.04	25.07
F75	COV	6.84	3.19	2.80
F83	Hydrogène sulfureux	2.59	4.25	2.75
F72	Hydrocarbures	2.66	1.62	1.84
F93	Métaux non spécifiés	4.41	6.54	7.77
F82	Oxydes de soufre	3.24	3.24	3.19
F80	Ammoniaque	9.90	12.22	2.15
F102	Mercure	1.38	1.77	2.04
F78	Oxydes d'azote	3.81	2.85	3.07
	% de non détermination de l'indicateur PA à partir du MSCI	**12.08**	**11.50**	**5.29**
F86	Acide chlorhydrique	4.23	5.67	0.88
F89	Composés fluorés organiques	2.46	0.08	0.10
F90	Composés fluorés inorganiques	0.68	0.57	0.78
F96	Cadmium	0.75	0.59	0.60
F104	Plomb	0.97	1.21	0.85
F107	Zinc	1.61	1.99	0.64
	Autres flux d'émissions	1.38	4.40	4.95
	Total (en %)	**100.00**	**100.00**	**100.00**

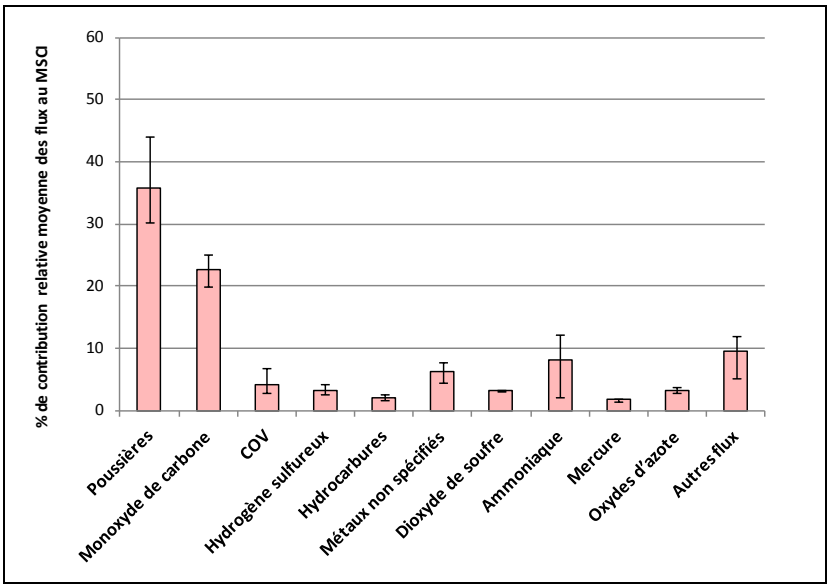


Figure 116. Pourcentage de contribution relative moyenne des flux intégrés au MSCI de l'indicateur PA sur les trois études de cas de bâtiments

Parmi les flux additionnels, il y a notamment l'acide chlorhydrique, les composés fluorés et quelques métaux lourds. L'étude du rang médian des p-valeurs de l'acide chlorhydrique et des composés fluorés sur la figure 94 montre qu'il est compris entre la douzième et la quatorzième position. Leur prise en compte dans le MSCI nécessiterait de choisir une valeur pour α et β plus élevée. Le principal avantage serait de valider le MSCI à hauteur de 95 % en moyenne sur les trois bâtiments. Le MSCI serait alors composé de 13 flux.

8.5.3.2. Discussion des résultats

L'évaluation du MSCI sur ces bâtiments pilotes a permis d'identifier les flux mis en avant par cet indicateur. Il est toutefois un peu moins aisé de réduire le nombre de flux sur cet indicateur, tout en conservant une grande précision. Même avec 10 flux, le résultat n'est pas suffisamment proche de 100 %. Il faut intégrer 13 flux pour arriver à 95 % de détermination en moyenne. Cette valeur peut alors être supposée suffisante. Le tableau 68 présente le pourcentage de détermination pour les MSCI des bases SLCA-m, SLCA-p et de la réunion et intersection des deux.

Tableau 68. Pourcentage de détermination du modèle complet de calcul de l'indicateur de pollution de l'air

MSCI déterminé à partir de…	Indicateur PA
Base de données SCLA-m uniquement (Ecoinvent)	90.4
Base de données SCLA-p uniquement (FDES)	89.3
Réunion des 2	91.1
Intersection des 2	88.7

Les résultats obtenus montrent de grandes similitudes quelle que soit la base de données utilisée. Le pourcentage de détermination est compris entre 88.65 et 91.05 : la plage de variation est faible. Pour cet indicateur, ils tendent à montrer une certaine convergence des inventaires des FDES des produits de construction et des matériaux de la base Ecoinvent. Le problème de représentativité de la base SLCA-p ne semble pas avoir d'incidence, contrairement à l'indicateur sur les ressources (ADP-NE).

8.5.3.3. Proposition d'un indice de simplification

Cette démarche de simplification qui a démarré, au chapitre 3, par la simplification de l'inventaire de cycle de vie complet (Ecoinvent), permet alors de proposer un indice de simplification. Cet indice vaut, dans cette application 94 %. En effet, à partir des 216 flux élémentaires Ecoinvent considérés au départ (cf. annexe 21), seuls 13 flux sont nécessaires pour calculer l'indicateur PA avec une marge d'erreur inférieure à 5 %. Une illustration de cette réduction de modèle est présentée à la figure 117.

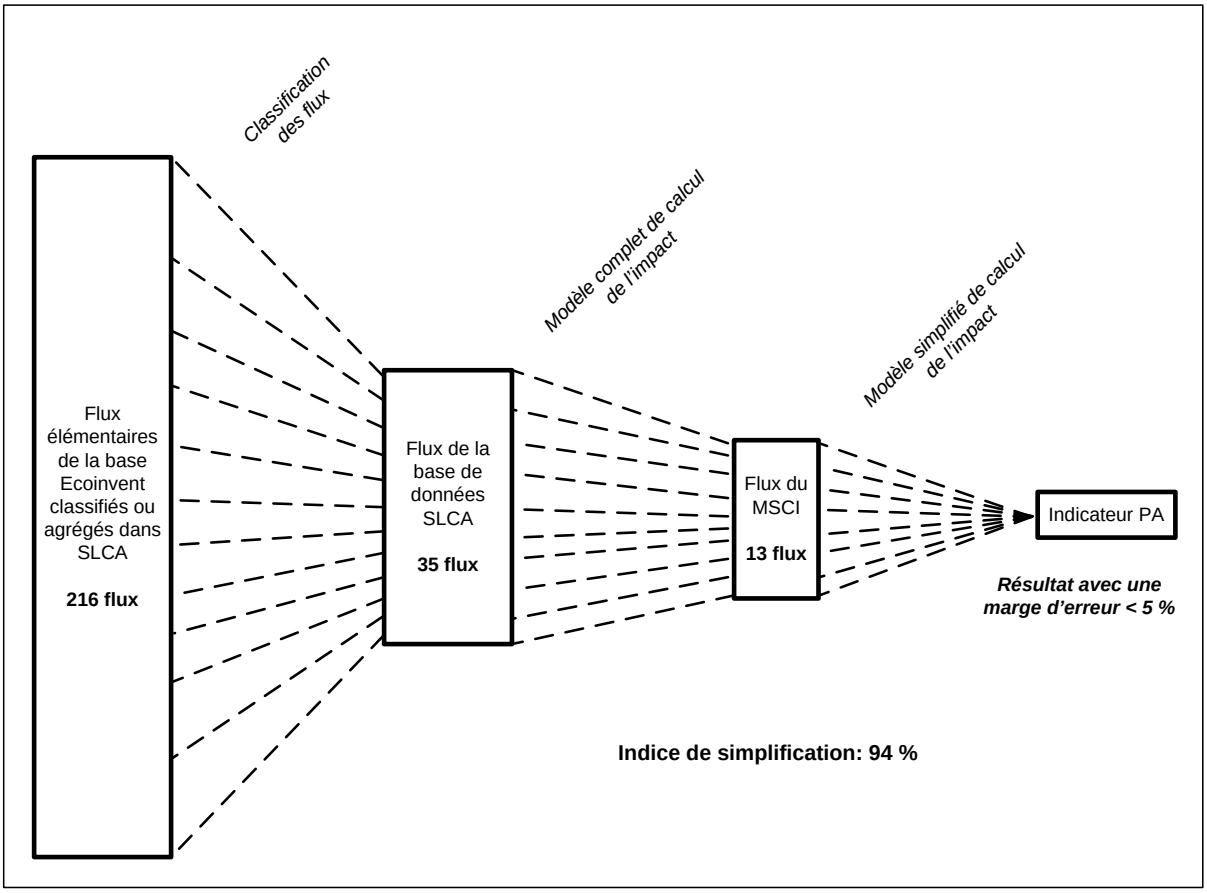


Figure 117. Synthèse de la démarche globale de simplification du modèle d'évaluation dans le cas de l'indicateur de pollution de l'air

Toutefois, il faut préciser que certaines substances fortement toxiques comme les dioxines n'ont pas, encore, été intégrées dans le calcul de l'indicateur de pollution de l'air (cf. partie 3.7.3). Il serait alors intéressant de rajouter ce type de flux puis recalculer le MSCI pour vérifier si les résultats restent précis. De même, il serait intéressant de conduire une analyse de sensibilité sur les facteurs de caractérisation à l'image de l'indicateur d'épuisement de ressources. Il s'agirait d'appliquer les facteurs de deux autres méthodes d'évaluation de l'impact de toxicité (DALY et HTP) pour étudier le pourcentage de détermination de ce MSCI avec ces nouveaux facteurs.

8.6. Synthèse du chapitre

Les études de cas de bâtiments ont permis d'évaluer la démarche de recherche mise au point au chapitre 2 et dont les différents aspects ont été décrits dans les chapitres 3 à 7. Dans une première partie, une méthodologie de calcul des données ACV sur le cycle de vie complet d'un bâtiment a été proposée. Elle a permis de préciser les paramètres de modélisation des phases de transport, mise en œuvre sur chantier, vie en œuvre et fin de vie pour les données Ecoinvent et FDES.

Dans une deuxième partie, les résultats de l'ACV de trois bâtiments ont été présentés à l'échelle des flux et des indicateurs d'impacts. Ces travaux ont montré que 95 % de l'impact environnemental de ces trois bâtiments est déterminé par les phases de production, d'utilisation et de fin de vie. De même, 85 % de l'impact lié à la consommation d'énergie non renouvelable est expliqué, sur ces trois études de cas, par les 12 types de matériaux suivants : acier, béton, bitume, bois, capteur photovoltaïque, laine minérale, plâtre, polystyrène, polyuréthane, PVC, terre cuite et verre-bois (fenêtres). Des résultats complémentaires ont permis de décomposer les impacts par partie d'ouvrage. Les éléments structurels restent prépondérants pour l'indicateur d'énergie non renouvelable et de déchets inertes tandis que les équipements techniques sont beaucoup plus liés à l'indicateur ADP Elements. Il est, cependant, difficile de tirer des conclusions robustes pour une simplification de l'ACV des bâtiments à partir de seulement trois études de cas. Un échantillon de bâtiments plus important serait nécessaire pour consolider les résultats. Des analyses de sensibilités approfondies permettraient également de mieux quantifier la variabilité des résultats suite au changement d'hypothèses méthodologiques.

Dans une troisième partie, les méthodologies statistiques développées aux chapitres 6 et 7 ont été évaluées sur ces études de cas. Elles ont confirmé les modalités de simplification des flux et des indicateurs d'impacts établies à l'échelle de la base de données SLCA. La marge d'erreur est inférieure à 5 % pour les modèles de calcul des indicateurs ADP Elements et de pollution de l'air (PA) à l'aide de 22 flux tandis que la perte d'information statistique est limitée à 15 % pour les 4 dimensions du système simplifié d'indicateurs environnementaux.

En revenant aux objectifs de départ (cf. chapitre 2), ce travail a permis d'analyser des modalités de simplifications à l'échelle :

- des flux d'inventaire de cycle de vie,
- des indicateurs d'impacts,
- des phases du cycle de vie,
- des contributeurs (nombre de matériaux dans le cas présent).

Un nombre réduit de flux, d'indicateurs, de phase du cycle de vie et de contributeurs (matériaux) peut désormais être utilisé pour réaliser des ACV simplifiées de bâtiments avec toutes les limites que comportent ce travail.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES ET PERSPECTIVES

La démarche de recherche retenue dans cette thèse visait une simplification du modèle ACV couplée à des analyses de données ACV utilisées, en France, dans le secteur de la construction. Le champ de l'étude a été limité à la part des matériaux et des produits de construction dans le bilan environnemental global d'un bâtiment.

Une première problématique mise en évidence dans la synthèse bibliographique concernait l'hétérogénéité des données ACV (format de données, unité fonctionnelle, flux d'inventaire de cycle de vie, indicateurs d'impact). Pour cela, nous sommes partis d'un modèle d'inventaire de cycle de vie attributionnel, support aux déclarations environnementales de produits de construction français au format de la norme NF P01-010. Les choix méthodologiques ont pu être explicités : frontières du système, règles de coupures, allocation des impacts du recyclage à l'aide de la méthode des stocks, nomenclature réduite de flux d'inventaire de cycle de vie. Puis, une base de données de flux (SLCA) a été développée. Elle regroupe à ce jour, autour de 500 données ACV sur les matériaux, produits et procédés collectées à partir des bases Ecoinvent et INIES. Des valeurs moyennes de consommation de ressources (par exemple charbon, pétrole, métaux, minéraux) et d'émissions de polluants (par exemple dioxyde de carbone, méthane, dioxyde de soufre, poussières, métaux lourds) peuvent être déterminées par typologie de matériaux. En raison de certains choix méthodologiques traités différemment entre les données collectées, des métadonnées ont été renseignées aux côtés des inventaires de cycle de vie. Elles permettent d'aider à l'interprétation des valeurs. Cette base de données peut être utilisée pour les flux de ressources et d'émissions dans l'air, l'eau et le sol ayant une correspondance directe entre Ecoinvent et les FDES soit 77 flux au total. Pour certaines catégories d'émissions, des agrégations de flux élémentaires (par exemple pour les poussières) ont permis d'homogénéiser la nomenclature de flux entre les inventaires de cycle de vie génériques (Ecoinvent) et industriels (FDES). Cependant, ces agrégations ne permettent pas toujours de conserver le niveau de détail recommandé dans les meilleures pratiques de la communauté ACV (par exemple le guide ILCD). Par conséquent, il serait intéressant d'affiner la précision des inventaires de cycle de vie des FDES fournies par les industriels du bâtiment, tout en veillant à son applicabilité en pratique.

Au chapitre 4, la plupart des méthodes d'évaluation des impacts actuellement retenues dans les outils pour l'ACV des bâtiments ont été intégrées. Elles permettent de calculer des indicateurs à partir des flux de consommation de ressources (par exemple l'indicateur ADP) et des flux d'émissions de polluants (par exemple l'indicateur GWP). L'étude du domaine de validité, pour la phase de production des matériaux, a montré les limites d'une nomenclature d'inventaire de cycle de vie réduite à 168 flux. Une analyse similaire reste à mener pour les procédés de fin de vie qui sont beaucoup plus sensibles à la simplification pour les catégories d'émissions dans l'eau et dans le sol. Les indicateurs des données FDES et Ecoinvent utilisent désormais les mêmes facteurs de caractérisation, ce qui enlève une variabilité entre ces deux jeux de données. Des valeurs moyennes d'indicateurs (énergie primaire, changement climatique, acidification etc.) ont été déterminées par typologie de matériaux. Il serait maintenant utile de réfléchir à une nomenclature plus précise pour intégrer les dernières méthodes d'évaluation des impacts de la communauté ACV (par exemple « USETox »). À terme, ces travaux permettront d'adapter le niveau de détails des inventaires de cycle de vie pour une application sectorielle (bâtiment), en fonction des méthodes d'évaluation des impacts considérées.

Au chapitre suivant, les données génériques (Ecoinvent) et les données spécifiques des industriels du bâtiment (FDES) ont été étudiées. La comparaison qualitative (hypothèses méthodologiques) et

quantitative (valeurs d'indicateurs d'impacts) a permis de mieux comprendre les résultats de ces données. Des différences majeures ont été reportées pour les indicateurs ADP Elements ou de pollution de l'eau (> 400 %), tandis que l'énergie primaire ou le changement climatique présente des valeurs dans la fourchette des 15 à 20 % en moyenne. Les écarts existants, par typologie de matériaux, permettent de mieux comprendre pourquoi il est encore difficile d'avoir des ACV de bâtiments reproductibles pour le contexte français (en 2010). Les résultats présentés dans ce chapitre ne sont donc qu'une première étape. A l'avenir, il sera utile d'approfondir les sources de variabilités existantes entre différentes bases de données ACV comme Ecoinvent, FDES, WorldSteel ou ELCD. A l'échelle des FDES, les analyses statistiques devront être conduites par fabricant et par usage pour mieux comprendre la variabilité industrielle mise en évidence dans ce travail. Dans ce contexte, la mise à disposition des rapports méthodologiques des FDES par les industriels faciliterait ce travail. Enfin, le développement d'une base de données ACV nationale regroupant, de manière cohérente, à la fois des données génériques et spécifiques reste indispensable pour ne pas introduire de biais dans les résultats.

Au chapitre 6, les méthodes statistiques utilisées ont permis de montrer qu'une partie des indicateurs environnementaux des données Ecoinvent et FDES sont fortement corrélés entre eux. L'utilisation conjointe de la régression linéaire et de l'analyse en composantes principales (ACP) a permis d'identifier un système simplifié d'indicateurs non corrélés entre eux. Seules 4 composantes ont été conservées pour les données matériaux (Ecoinvent) et produits de construction (FDES) de la base SLCA. La première composante reste majoritairement une composante énergétique non renouvelable, tandis que la seconde est reliée aux consommations de ressources et de production de déchets. Les composantes suivantes ne contiennent qu'un seul indicateur à chaque fois (pollution de l'eau et ADP Elements respectivement). Il serait intéressant, à terme, de mieux cerner la sensibilité des résultats au nombre d'indicateurs de départ.

Au chapitre 7, des bases méthodologiques pour réduire les modèles de calcul des impacts ont été proposées. Des modèles simplifiés de calcul des impacts (MSCI) ont été mis au point pour deux indicateurs (épuisement de ressources et pollution de l'air). Ces modèles identifient, préalablement aux études de cas de bâtiments, les flux les plus déterminants de chaque indicateur. Dans le même temps, ils sont assimilables à un système expert pour les vérificateurs de données ACV (par exemple les FDES). Ils permettent de s'intéresser, dans une procédure de revue critique, aux flux mesurés ou estimés les plus significatifs. À terme, il serait intéressant de mieux cerner l'influence d'une agrégation ou d'une dissociation de flux élémentaires sur la robustesse de ces modèles simplifiés.

Ces différentes contributions ont ensuite été évaluées sur des études de cas de bâtiments réels. Finalement, sur les quelques 1109 flux élémentaires inventoriés dans une base de données comme Ecoinvent, 168 flux ont été retenus dans la base SLCA. Sur ces 168 flux, une soixantaine de flux de ressources non énergétiques et d'émissions dans l'air ne semblent pas jouer de rôles significatifs dans le calcul de l'impact environnemental sur trois études de cas de bâtiments (chapitre 8). À l'échelle des indicateurs d'impacts, une réduction dimensionnelle confirme que 4 composantes principales suffisent à correctement évaluer le système « bâtiment » sans une perte d'information trop importante d'un point de vue statistique. Puis, l'évaluation de la réduction des modèles d'impacts sur ces études de cas a montré que seuls 9 et 13 flux sont nécessaires pour atteindre 95 % de la valeur des indicateurs d'épuisement de ressources non énergétiques et de pollution de l'air. Ces trois ACV de bâtiments ont ainsi confirmé les modalités de simplification proposées à l'échelle de la base de données SLCA. Elles

ont aussi permis de présenter les contributions relatives des matériaux et des phases du cycle de vie à l'impact environnemental. De même, les différences méthodologiques entre les données Ecoinvent et FDES ont été quantifiées. Nous espérons que ces travaux contribuent à une meilleure connaissance des résultats affichés dans les outils pour l'ACV des bâtiments français (par exemple EQUER ou ELODIE).

Il serait maintenant utile d'étendre cette démarche aux autres contributeurs d'une ACV de bâtiments (consommation d'énergie et d'eau pendant la vie en œuvre notamment). En dehors du domaine du bâtiment, les méthodologies de simplification pourraient, aussi, être appliquées à d'autres secteurs économiques.

Il faut cependant garder à l'esprit l'ensemble des hypothèses de cette étude. Par conséquent, cette démarche (la simplification du modèle) n'est pas forcément toujours l'objet d'une réalité objective, mais plutôt d'un choix de suppression de certaines catégories de flux comme les radioéléments, les occupations de sol (lors de l'étape d'inventaire de cycle de vie) ou de certains indicateurs comme la biodiversité (lors de l'étape de calcul des impacts). Cependant, cette approche permet d'apporter une contribution à la compréhension de l'impact environnemental global des bâtiments. En parallèle, une « vigilance » sur certains choix méthodologiques actuellement traités de manières différentes parmi les bases de données ACV (infrastructures, niveau de détails des inventaires de cycle de vie, recyclage), semble nécessaire pour maintenir un niveau de fiabilité suffisant pour que l'outil ACV puisse être, à terme, utilisé par les acteurs du secteur de la construction.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

ADEME (2007) Bilan Carbone - Guide des facteurs d'émissions version 5.0. Agence Française de la Maîtrise de l'Energie et de l'Environnement, 240 p.

ADEME (2009) Le bilan du recyclage 1997-2006 – synthèse générale et analyse par filière, 168 p.

Adolphe L, Rousval B, Beaumont J, Joumard R, Maurin M, et Goger T. (2006) L'aide à l'évaluation environnementale des systèmes de transport: Tome 2 Propositions, 123 p.

AFNOR (2001) NF EN 197-1, Ciment, Partie 1: Composition, spécifications et critères de conformité des ciments courants, 33 p.

AFNOR (2004) Norme NF P01-010, Qualité environnementale des produits de construction, 48 p.

AFNOR (2005) Fascicule FD P01-015, Fascicule de données énergie et transport, 41 p.

AFNOR (2008) Protocole relatif à la structure provisoire de gestion de la base de données sur les déclarations environnementales et sanitaires des produits de construction (INIES) - Conseil de surveillance CSIB 45, 8 p.

AFNOR (2009) Norme XP P01-020-3, Qualité environnementale des produits de construction et des bâtiments - définition et méthodes de calcul des indicateurs environnementaux pour l'évaluation de la qualité environnementale d'un bâtiment. Association Française de Normalisation, 30 p.

AFNOR (2010) Document BP P01-010, Document de clarification de la norme NF P01-010 pour la réalisation des Fiches de Déclaration Environnementales et Sanitaires (FDES), 30 p.

AIMCC (2005) Modèle de documentation de la Fiche de Déclaration Environnementale et Sanitaire (FDES) des produits de construction conforme à la norme NF P01 010, version 2005. Association des Industries de Produits de Construction, disponible en ligne < *www.aimcc.org/pages/documents/PUB05008.doc*>.

AIMCC (2009) Vademeccum pour la réalisation des Analyses de Cycles de Vie (ACV) dans le cadre de l'élaboration des Fiches de Déclarations Environnementales et Sanitaires (FDE&S) des produits de construction. Association des Industries de Produits de Construction, 25 p, disponilbe en ligne <*www.aimcc.org/pages/documents/PERM09001R1.pdf*>.

ANR (2007) Présentation des projets financés au titre de l'édition 2007 du programme PREBAT de l'Association Nationale de la Recherche <*http://www.agence-nationale-recherche.fr /documents/aap/2007/finances/PREBAT-resumes-2007.pdf*>, consulté le 30 novembre 2010.

Athena Institute (2010) Logiciel Impact Estimator <*www.athenasmi.org/tools/impactEstimator*>, consulté le 6 octobre 2010.

ATILH (2010) Inventaire de Cycle de Vie des Ciments Français <*www.infociment.com*>, consulté le 8 avril 2010.

Ayres R-U, et Ayres L-W (2002) *Handbook of Industrial Ecology*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing Limited, 680 p.

Basson L, et Petrie J.G. (2007) An integrated approach for the consideration of uncertainty in decision making supported by Life Cycle Assessment. *Environmental Modelling & Software*, février 2007, 22 (2), p. 167-176.

Bösch M, Hellweg S, Huijbregts M, et Frischknecht R. (2007) Applying cumulative exergy demand (CExD) indicators to the ecoinvent database. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, mai 2007, 12 (3), p. 181-190.

BRE (2010a) Logiciel Envest II <*http://envestv2.bre.co.uk*>, consulté le 6 octobre 2010.

BRE (2010b) Environmental Profiles database <*www.greenbooklive.com*>, consulté le 6 octobre 2010.

Brunner P, et Rechberger H. (2004) *Practical handbook of Material Flow Analysis. Advanced Methods in Resource and Waste Management.* Florida: Lewis Publishers, 318 p.

Buhé C, Achard G, Le Téno J-F, et Chevalier J-L (1997) Integration of the recycling processes to the life cycle analysis of construction products. *Resources, Conservation and Recycling*, août 1997, 20 (4), p. 227-243.

Carpenter A.C, Gardner K.H, Fopiano J, Benson C.H, et Edil T.B (2007) Life cycle based risk assessment of recycled materials in roadway construction. *Waste Management*, mai 2007, 27 (10), p. 1458-1464.

CEA (2009) Mémento sur l'Energie Edition 2009, 60 p.

CEN (2009) Indicative list of regulated dangerous substances possibly associated with construction products under the construction product directive, 35 p.

CEN (2010a) prEN 15978 - Sustainability of construction works - Assessment of environmental performance of buildings - Calculation method, 55 p.

CEN (2010b) prEN 15804 - Sustainability of construction products - Environmental product declarations - Product category rules, 47 p.

CEN (2010c) TR 15941 - Contribution des Ouvrages de Construction au Développement Durable - Déclarations Environnementale de Produits - Méthodologie pour la sélection et l'utilisation de données génériques. août 2010, 21 p.

CGDD (2009) Matières mobilisées par l'économie française - Comptes de flux pour une gestion durable des ressources. Services de l'observation et des Statistiques, Commissariat Général au Développement Durable.

CGDD (2010) *Les ressources et les déchets - L'Environnement en France*. Services de l'observation et des Statistiques, Commissariat Général au Développement Durable.

Chapman P.F. (1974) Energy costs: a review of methods. *Energy Policy*, juin 1974, 2 (2), p. 91-103.

Chen C, Habert G, Bouzidi Y, Jullien A, et Ventura A. (2010a) LCA allocation procedure used as an incitative method for waste recycling: An application to mineral additions in concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, octobre 2010, 54 (12), p. 1231-1240.

Chen C, Habert G, Bouzidi Y, et Jullien A. (2010b) Environmental impact of cement production: detail of the different processes and cement plant variability evaluation. *Journal of Cleaner Production*, mars 2010, 18 (5), p. 478-485.

Cherqui F. (2006) Méthodologie d'évaluation d'un projet d'aménagement durable d'un quartier: méthode ADEQUA. Thèse de doctorat, Spécialité: Génie Civil, Université de La Rochelle, 202 p.

Chevalier J, Lebert A, Ravel P, et Lasvaux S. (2009) *Préparation des évolutions des référentiels pour les bâtiments à énergie positive: Lot Energie Grise*. Rapport interne CSTB, 14 p.

Chevalier J, Chevalier J-L, et Cuenot S. (2004) From LCA to EPD in construction: a strategic point of view. *Proceedings of the 16th CIB World Building Congress*, Toronto.

Chevalier J-L, et Le Téno J-F. (1996) Life cycle analysis with ill-defined data and its application to building products. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, juin 1996, 1 (2), p. 90-96.

CITEPA (2009) Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France - Séries sectorielles et analyses étendues SECTEN Rapport d'inventaire national, 306 p.

Citherlet S, et Defaux T. (2007) Energy and environmental comparison of three variants of a family house during its whole life span. *Building and Environment*, 2007, 42 (2), p. 591 - 598.

Classen M, Althaus H-J, Blaser S, Tuchschmid M, Jungbluth N, Doka G, Faist Emmenergger M, et Scharnhorst W. (2007) *Life Cycle Inventories of Metals: ecoinvent report No. 10*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 1945 p.

Cole R. (1998) Energy and greenhouse gas emissions associated with the construction of alternative structural systems. *Building and Environment*, mai 1998, 34 (3), p. 335-348.

CSTB (2010) Logiciel ELODIE <*www.elodie-cstb.fr*>, consulté le 6 octobre 2010.

Curran M-A, et Notten P. (2006) Summary of Gobal Life Cycle Inventory Data Resources, 34 p.

Dehon C, Drohesbeke J-J, et Vermandele C. (2008) *Eléments de Statistique*. 5e éd. Presses de l'Université de Bruxelles, 666 p.

Derwent R. G, Jenkin ME, et Saunders S. M. (1996) Photochemical ozone creation potentials for a large number of reactive hydrocarbons under European conditions. *Atmospheric Environment*, janvier 1996, 30 (2), p. 181-199.

Derwent R. G, Jenkin ME, Saunders S. M, et Pilling M. J. (1998) Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric Environment*, août 1998, 32 (14-15), p. 2429-2441.

DGNB (2010) Informationsportal Nachhaltiges Bauen: Baustoff- und Gebäudedaten - Ökobau.dat <*http://www.nachhaltigesbauen.de/baustoff-und-gebaeudedaten/oekobaudat.html*>, consulté le 8 avril 2011.

Dixit M-K, Fernandez-Solas J-L, Lavy S, et Culp C-H. (2010) Identification of parameters for embodied energy measurement: A literature review. *Energy and Buildings*, août 2010, 42 (8), p. 1238-1247.

Doka G. (2007) *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services: ecoinvent report No. 13*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 112 p.

Dones R, Frischknecht R, Faist Emmenergger M, Heck T, Jungbluth N, Röder A, Tuchschmid M, Bauer C, Bolliger R, et Burger B. (2007) *Life Cycle Inventories of Energy Systems: Results for Current Systems in Switzerland and other UCTE Countries: ecoinvent report No. 5*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 185 p.

Ecobilan (2010a) Base de données DEAM <*https://www.ecobilan.com/fr_deam.php*>, consulté le 26 février 2010.

Ecobilan (2010b) Logiciel TEAM <*www.ecobilan.com/fr_team03.php*>, consulté le 6 octobre 2010.

Ecoinvent centre (2010) Ecoinvent database <*http://www.ecoinvent.ch*>, consulté le 13 septembre 2010.

EEA (2010) European Aluminium Association <*http://www.eaa.net/*>, consulté le 28 avril 2010.

Ekvall T, et Finnveden G. (2001) Allocation in ISO 14041 - a critical review. *Journal of Cleaner Production*, juin 2001, 9 (3), p. 197-208.

ENSLIC (2010) Energy Saving through the promotion of Life Cycle Assessment in Buildings <*http://circe.cps.unizar.es/enslic/texto/pub.htm*>, consulté le 12 novembre 2010.

Envirodec, The international EPD® System, Environmental Product Declarations, Type III-Declarations, The Swedish Environmental Management Council, Stockholm. Consultable: http://www.environdec.com/ documents/pdf/epdsystem.pdf

Finnveden G, Hauschild M, Ekvall T, Guinee J, Heijungs R, Hellweg S, Koehler A, Pennington D, et Suh S (2009) Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, octobre 2009, 91 (1), p. 1-21.

Finnveden G, et Ostlund P. (1997) Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other applications. *Energy*, septembre 1997, 22 (9), p. 923-931.

Frischknecht R. (1995) *Ökoinventare für Energie Systeme*. Zürich: ETH, 1817 p.

Frischknecht R. (2010) LCI modelling approaches applied on recycling of materials in view of environmental sustainability, risk perception and eco-efficiency. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2010, 15 (7), p. 666-671.

Frischknecht R, Althaus H-J, Bauer C, Doka G, Heck T, Jungbluth N, Kellenberger D, et Nemecek T. (2007a) The Environmental Relevance of Capital goods in Life Cycle

Assessments of Products and Services. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2007, 11.

Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H-J, Bauer C, Doka G, Dones R, Hischier R, Hellweg S, Humbert S, Köllner T, Loerincik Y, Margni M, et Nemecek T. (2007b) *Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods: ecoinvent report No. 3*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 151 p.

Frischknecht R, Jungbluth N, Althaus H-J, Doka G, Dones R, Heck T, Hellweg S, Hischier R, Nemecek T, Rebitzer G, Spielmann M, et Wernet G. (2007c) *Overview and Methodology: ecoinvent report No. 1*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 68 p.

Frischknecht R, et Rebitzer G. (2005) The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production*, novembre 2005, 13 (13-14), p. 1337-1343.

GEMIS (2010) Global Emission Model for Integrated Systems <*http://www.oeko.de/service/gemis /en/index.htm*>, consulté le 28 avril 2010.

Goedkoop M, et Spriensma R. (2000) *The Eco-indicator 99 : A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*. Amersfoort: Pré Consultants, 142 p. p.

Graedel T, Lanzano T, Pott W, et Araujo R. (2005) *Streamlined Life-Cycle Assessment:A Final Report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup*. Yale School of Forestry and Environmental Studies, 24 p.

Green Design Institute (2010) Economic Input-Output Life Cycle Assesment <*http://www.eiolca.net/*>, consulté le 13 septembre 2010.

Guinée J. (2001) *Life Cycle Assessment : An Operational guide to the ISO standards*. Ministry of Housing, Spatial and Planning and Environment (VROM) and Centre of Environmental Science (CML). Den Haag and Leiden, Pays-Bas, 704 p.

Guinée J, et Heijungs R. (1995) A proposal for the definition of resource equivalency factors for use in product life-cycle assessment. *Environmental toxicology and chemistry*, mai 1995, 14 (5), p. 917-925.

Gutierrez E, Lozano S, Moreira M, et Feijoo G. (2010) Assessing relationships among life-cycle environmental impacts with dimension reduction techniques. *Journal of Environmental Management*, mars 2010, 91 (4), p. 1002-1011.

Habert G, Bouzidi Y, Chen C, et Jullien A. (2010) Development of a depletion indicator for natural resources used in concrete. *Resources, Conservation and Recycling*, avril 2010, 54 (6), p. 364-376.

Hammond G. P, Jones C. (2008) Embodied energy and carbon in construction materials. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers (ICE) - Energy*, mai 2008, 161 (2), p. 87-98.

Huijbregts M, Norris G, Bretz R, Ciroth A, Maurice B, von Bahr B, Weidema B, et de Beaufort A. (2001) Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, mai 2001, 6 (3), p. 127-132.

Hauschild M, et Wenzel H. (1998) *Environmental Assessment of Products*. Chapman & Hall, 565 p.

Hedemann J, et Köning U. (2003) *Technical Documentation of the ecoinvent database*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 29 p.

Heijungs R. (1996) Identification of key issues for further investigation in improving the reliability of life-cycle assessments. *Journal of Cleaner Production*, 1996, 4 (3-4), p. 159-166.

Heijungs R, et Guinee J. (2007) Allocation and « what-if » scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, 2007, 27 (8), p. 997-1005.

Heijungs R, Guinée J, Huppes G, Lankreijer R, et Udo de Haes H. (1992) *Environmental Life Cycle assessment of Products. Guide and Backgrounds*. CML, Leiden University, Leiden.

Heijungs R, et Suh S (2002) *The Computational Structure of Life Cycle Assessment*. Kluwer Academic Publishers. Pays Bas, 256 p.

Hendriks C. (2000) *Durable and sustainable construction materials*. Aeneas Technical Publishers, 656 p.

Hischier R. (2007) *Life Cycle Inventories of Packagings and Graphical Papers, Part II Plastics: ecoinvent report No. 11*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 242 p.

Hischier R, Baitz M, Bretz R, Frischknecht R, Jungbluth N, Marheineke T, McKeown P, Oele M, Osset P, Renner I, Skone T, Wessman H, et de Beaufort A. (2001) Guidelines for consistent reporting of exchanges/to nature within life cycle inventories (LCI). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, juillet 2001, 6 (4), p. 192-198.

Horvath A. (2004) Construction Materials and the Environment. *Annual Review of Environment Resources*, juillet 2004, (29), p. 181-204.

Huijbregts M, Thissen U, Guinée J, Jager T, van de Meent D, Ragas A, Wegener Sleeswijk A, Reijnders L. (2000) Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment, I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA. *Chemosphere*, août 2000, (41), p. 541-573.

Huijbregts M, Norris G, Bretz R, Ciroth A, Maurice B, von Bahr B, Weidema B, et de Beaufort A. (2001) Framework for modelling data uncertainty in life cycle inventories. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, mai 2001, 6 (3), p. 127-132.

Huijbregts M, Rombouts L, Hellweg S, Frischknecht R, Hendriks A, van de Meent D, Ragas A, Reijnders L, et Struijs J. (2006) Is Cumulative Fossil Energy Demand a Useful Indicator for the Environmental Performance of Products? *Environmental Science & Technology*, février 2006, 40 (3), p. 641-648.

IBO (2010) Logiciel Ecosoft <*www.ibo.at/en/ecosoft.htm*>, consulté le 6 octobre 2010.

IBU (2010) IBU Startseite EPD Program <*http://bau-umwelt.de/hp1/Startseite.htm*>, consulté le 19 mai 2010.

IEA (1998) *Nuclear Power*. Paris, 81 p.

IFEN (2010) Observatoire et statistiques de environnement: construction et bâtiment <*http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/acces-thematique/activites-et-environnement/construction-et-batiments/construction-et-batiments.html*>, consulté le 8 juillet 2010.

IFPEB (2010) Les choix constructifs à la lumière de l'Analyse de Cycle de Vie - Un point pratique sur les déclarations environnementales des matériaux: quelles méthodes pour quelles décisions? Institut Français pour la Performance Energétique du Bâtiment, 55 p.

INIES (2010) Base de données INIES <*www.inies.fr*>, consulté le 13 septembre 2010.

INRS (2010) Les Fiches de Données Sécurité <*www.inrs.fr/htm/la_fiche_de_donnees_de_ securite.html*>, consulté le 16 septembre 2010.

IPCC (2007) Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing. *In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M.Tignor and H.L. Miller (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

ISO (2000) Buildings and constructed assets - Service life planning - Part 1: general principles - ISO 15686-1. Genève: International Organization for Standardization (ISO), 56 p.

ISO (2002) Environmental Management – Life Cycle Assessment – Data documentation format No. Technical Specification ISO/DTS 14048. Genève: International Organization for Standardization (ISO), 33 p.

ISO (2006a) ISO 14040 – Environmental management - Life Cycle Assessment – Principles and framework – Genève: International Organization for Standardization (ISO), 20 p.

ISO (2006b) ISO 14044 – Environmental management - Life Cycle Assessment – Requirements and guidelines – Genève: International Organization for Standardization (ISO), 46 p.

ISO (2006c) ISO 14025 – Environmental labels and declarations – Type III environmental declarations – Principles and procedures, 35 p.

ISO (2007) ISO 21930 - Sustainability in building construction - Environmental declaration of building products, 35 p.

ISO (2010) Metadata Standards ISO/IEC JTC SC32 WG2 <http://metadata-stds.org/>, consulté le 28 avril 2010.

IVAM (2010a) Logiciel Eco-Quantum <*www.ivam.uva.nl/?id=2&L=1*>, consulté le 6 octobre 2010.

IVAM (2010b) IVAM LCA database <*http://www.ivam.uva.nl/index.php?id=164*>, consulté le 28 avril 2010.

Jacques J. (2005) *Analyse de sensibilité globale*. Université de Lille, 27 p.

Jayr E. (2010) Communication orale sur la gestion des déchets du bâtiment.

Jenkin M, et Hayman G. (1999) Photochemical ozone creation potentials for oxygenated volatile organic compounds: sensitivity to variations in kinetic and mechanistic parameters. *Atmospheric Environment*, avril 1999, 33 (8), p. 1275-1293.

Jolliet O, Saadé M, et Crettaz P. (2005) *Analyse du cycle de vie: comprendre et réaliser un écobilan*. Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Lausanne, 242 p.

Jollivet M. (2001) *Le développement durable, de l'utopie au concept: de nouveaux chantiers pour la recherche*. Editions scientifiques et médicales Elsevier, 288 p.

Journal Officiel (1998) Arrêté du 02/02/98 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation, 91 p.

Journal Officiel (2000) Directive n° 2000/60/CE du 23/10/00 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 75 p.

Journal Officiel (2002) Arrêté du 20/09/02 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux, 51 p.

Journal Officiel (2007) Décret n°2002-540 du 18 avril 2002 relatif à la classification des déchets. Version consolidée au 16 octobre 2007, 42 p.

JRC (2010a) European Life Cycle database ELCD - Joint Research Centre <*http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/datasetCategories.vm*>, consulté le 28 avril 2010.

JRC (2010b) *Requirements for Environmental Impact Assessment Methods, Models and Indicators for LCIA*. European Commission - Joint Research Centre, 101 p.

JRC (2010c) *ILCD Handbook: Specific guide for life cycle inventory data sets*. European Commission - Joint Research Centre, 139 p.

JRC (2010d) *ILCD Handbook: General Guide for Life Cycle Assessment – Detailed Guidance*. European Commission - Joint Research Centre, 419 p.

KBOB (2010) eco-bau - Recommandations de la KBOB <*http://www.eco-bau.ch/index.cfm?Nav=15&ID=18#CustomDetails59*>, consulté le 8 avril 2011.

Kellenberger D, et Althaus H-J. (2009) Relevance of simplifications in LCA of building components. *Building and Environment*, 2009, 44 (4), p. 818 - 825.

Kellenberger D, Althaus H-J, Jungbluth N, Künniger T, Lehmann M, et Thalmann P. (2007) *Life Cycle Inventories of Building Products: ecoinvent report No. 7*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 914 p.

Kennedy D, Montgomery D, et Quay B. (1996) Stochastic Environmental Life Cycle Assessment Modeling: A Probabilistic Approach to Incorporating Variable Input Data Quality. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, décembre 1996, 1 (4), p. 199-207.

Keoleian G. (1994) *Product Life Cycle Assessment to Reduce Health Risks and Environmental Impacts*. Noyes Publications. New Jersey, USA, 288 p.

KTH (2010) Logiciel Ecoeffect <*www.ecoeffect.se*>, consulté le 6 octobre 2010.

Lafarge (2010) Le plâtre et la démarche Haute Qualité Environnementale. Documentation, 8 p.

Lasvaux S. (2011a) Nomenclature des modules de données ACV intégrés à la base de données SLCA, Document interne CSTB, 45 p.

Lasvaux S. (2011b) Analyse comparative des données FDES et Ecoinvent de l'outil SLCA-Stats par typologie de matériaux, Rapport interne CSTB, 160 p.

Lasvaux S, Peuportier B, et Chevalier J (2009) Towards the development of a simplified LCA-based model for buildings: recycling aspects. *Proceedings of CISBAT 2009: From Nanoscale to Urban Scale*, septembre 2009, 12 p.

Lasvaux S, Peuportier B, et Chevalier J (2010) Towards the development of a simplified LCA-based model for buildings. *Proceedings CIB TG62 - Built Environment Complexity, 18th CIB World Building Congress, May 2010 Salford United Kingdom*, mai 2010, CIB Publication 353, p. 94-105.

Lasvaux S, Chevalier J, et Peuportier B. (2011) A data analysis tool to compare two LCA databases used in buildings LCA applications. *Proceedings of LCA XI : Instruments for Green Future Markets, Chicago,* American Centre for Life Cycle Assessment, octobre 2011, 9 p.

Le Moigne J-L. (1991) *Sciences des Systèmes, Sciences de l'artificiel*. Bordas. Paris, 229 p.

Le Téno J-F. (1996) Développement d'un modèle d'aide à l'évaluation et à l'amélioration de la qualité environnementale des produits de construction. Thèse de doctorat, Spécialité: Génie Civil, Université de Savoie, 211 p.

Le Téno J-F. (1999) Visual data analysis and decision support methods for non-deterministic LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, janvier 1999, 4 (1), p. 41-47.

Lebart L, Morineau A, et Piron M. (2004) *Statistique Exploratoire Multidimensionnelle*. 3e éd. DUNOD, 439 p.

LEGEP (2010) Logiciel LEGEP <*www.legep.de/*>, consulté le 6 octobre 2010.

Lemaire S. (2006) Aide au choix des produits de construction sur la base de leurs performances environnementales et sanitaires. Thèse de doctorat, Spécialité: Génie Civil, INSA Lyon, 267 p.

Lindeijer E, Müller-Wenk R, et Steen B. (2002) Impact Assessment of Resources and Land use. In: Udo de Haes HA, Finnveden G, Goedkoop M, Hauschild M, Hertwich EG, Hofstetter P, Jolliet O, Klöpfer W, Krewitt W, Lindeijer EW, Müller-Wenk R, Olsen SI, Pennington DW, Potting J, Stee B (eds), Life Cycle Impact Assessment: Striving Towards Best Practice. Pensacola, USA: SETAC, 11-64 p.

LoRe-LCA (2010) Low Resource consumption buildings and constructions by use of LCA in design and decision making, <*www.sintef.no/Projectweb/LoRe-LCA/*>, consulté le 12 novembre 2010.

Martin A. (2010) Identification des déterminants de l'impact environnemental des produits de construction à l'échelle du bâtiment. Mémoire de diplôme d'ingénieur. Ecole Centrale de Lyon, 90 p.

MEEDDM (2012) Arrêté du 26 octobre 2010 relatif aux caractéristiques thermiques et aux exigences de performance énergétique des bâtiments nouveaux et des parties nouvelles de bâtiments, Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer, en charge des technologies vertes et des négociations sur le climat, Octobre 2010, 42 p.

MRPI (2010) Base de données MRPI <*www.mrpi.nl*>, consulté le 6 octobre 2010.

Murray C. J. L, et Lopez A. D. (1996) *The Global Burden of Disease*, 1022 p.

Navarro A. (2004) *Déchets en cimenterie - Techniques de l'Ingénieur*, 12 p.

NIST (2010) Logiciel BEES <*www.nist.gov/el/economics/BEESSoftware.cfm*>, consulté le 6 octobre 2010.

NREL (2010) US Life Cycle Inventories Database <*http://www.nrel.gov/lci/*>, consulté le 28 avril 2010.

Optis M, et Wild P. (2010) Inadequate documentation in published life cycle energy reports on buildings. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, Juin 2010, 15 (7), p. 644-651.

Parlement Européen (2008) *Directive 2008/98/CE du Parlement Européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets*. Union Européenne, 28 p.

PassivHaus Institute (2010) Site internet du label PassivHaus <*www.passiv.de/*>, consulté le 5 octobre 2010.

PE (2010) Logiciel GaBi <*www.gabi-software.com*>, consulté le 6 octobre 2010.

Peuportier B. (2008) *Eco-conception des bâtiments et des quartiers*. Paris: Les Presses de l'Ecole des Mines, 336 p.

Peuportier B, et Brutto E. (2008) Tools for promoting sustainability in the construction field – Materials database for high environmental performance constructions - Phase 1.

Peuportier B, Chevalier J, Lebert A, Salmon N, et Duclos L. (2008) Rapport COIMBA n°1: Outils pour l'ACV des bâtiments, état de l'art. Rapport de recherche, 57 p.

Peuportier B, Chevalier J, Salmon N, Herfray G, Schiopu N, Lasvaux S, Lebert A, et Duclos L. (2010) Rapport COIMBA n°2 : Méthodologie. Rapport de recherche, 78 p.

Peuportier B, et Putzeys K. (2005) Inter-comparison and benchmarking of LCA-based environmental assessment and design tools. Final Report. PRESCO European Thematic Network, 74 p.

Peuportier B, Scarpellini S, Glaumann M, Malmqvist T, Krigsvol G, Wetzel C, Staller H, Szalay Z, Degiovanni V, et Stoykova E. (2009) ENSLIC Building Project - Energy Saving through Promotion of Life Cycle Assessment in Buildings - State of the art for use of LCA in the building sector. State of the art Report, 75 p.

Pietrzykowski M. (2009) Data Mining and LCA: a survey of possible marriages. *Conference Life Cycle Assessment IX*, septembre 2009, 12 p.

PlasticsEurope (2008) Polyvinylchloride (PVC) emulsion polymerization, Environmental Product Declaration of the European Plastics Manufacturers, 4 p.

Polster B. (1995) Contribution à l'étude de l'impact environnemental des bâtiments par analyse de cycle de vie. Thèse de doctorat, Mines ParisTech, 254 p.

Popovici E-C. (2006) Contribution to the Life Cycle Assessment of settlements. Thèse de doctorat, Mines ParisTech, 244 p.

Pré Consultants (2010) Simapro, Logiciel d'Analyse de Cycle de Vie <*www.pre.nl/simapro/*>, consulté le 13 septembre 2010.

R Project (2010) R: A language and environment for statistical computing <*www.R-project.org*>, consulté le 4 octobre 2010.

RAINS Model (2010) RAINS Model <*http://www.iiasa.ac.at/Research/TAP/rains_europe /intro.html*>, consulté le 16 septembre 2010.

RMIT (2001) RMIT University, Greening the Building Life Cycle, Life Cycle Assessment Tools in Building and Construction <*http://buildlca.rmit.edu.au*>, consulté le 13 septembre 2010.

Rosenbaum R, Bachmann T, Gold L, Huijbregts M, Jolliet O, Juraske R, Koehler A, Larsen H, MacLeod M, Margni M, McKone T, Payet J, Schuhmacher M, van de Meent D, et Hauschild M. (2008) USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, novembre 2008, 13 (7), p. 532-546.

Rousseaux P, Labouze E, Suh Y, Blanc I, Gaveglia V, et Navarro A. (2001) An overall assessment of Life Cycle Inventory quality. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 2001, 6 (5), p. 299-306.

Rouvreau L, Michel P, Vaxelaire S, Villeneuve J, Jayr E, Vernus E, Buclet N, Renault V, De Caenove A, et Vedrine H. (2010) *Projet ANR Asuret, Revue de l'existant (tâche 1)*. Rapport final, 165 p.

Roy B, et Bouyssou D. (1993) *Aide Multicritère à la Décision: Méthodes et Cas*. Economica, 695 p.

RPF (1999) Réduction des émissions de fluides frigorigènes et confinement : Fluides frigorigènes. *Revue Pratique du Froid et du Conditionnement*, 1999 (873), p. 36-39.

RTS (2010) RT Environmental Declaration from the RTS Finnish Building Information Foundation, < *www.rts.fi/ymparistoseloste/validity_distribution.htm*>, consulté le 13 septembre 2010.

Russell A, Ekvall T, et Baumann H. (2005) Life cycle assessment - introduction and overview. *Journal of Cleaner Production*, novembre 2005, 13 (13-14), p. 1207-1210.

Scheuer C, Keoleian G, et Reppe P. (2003) Life cycle energy and environmental performance of a new university building: modeling challenges and design implications. *Energy and Buildings*, novembre 2003, 35 (10), p. 1049-1064.

Schiopu N. (2010) Emissions dans l'air, l'eau et le sol des produits de construction. Communication orale.

SIA (2004) SNARC : Méthode pour l'évaluation de l'écologie dans les projets d'architecture. Zürich : Société d'Ingénieurs et d'Architectes Suisse, 52 p.

SNBL (2009) Déclaration Environnementale et Sanitaire conforme à la norme NF P01-010, poutre en bois lamelé-collé, Syndicat National du Bois Lamelé-Collé, mars 2009

Spielmann M, Bauer C, Dones R, et Tuchschmid M. (2007) *Transport Services: ecoinvent report No. 14*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 237 p.

SPSS (2010) Statistical Software Version 16.0.1 <*www-01.ibm.com/software/analytics/spss*>, consulté le 4 octobre 2010.

Stewart M, et Weidema B. (2005) A Consistent Framework for Assessing the Impacts from Resource Use - A focus on resource functionality. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, juillet 2005, 10 (4), p. 240-247.

Suh S, et Huppes G. (2005) Methods for Life Cycle Inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*, juin 2005, 13 (7), p. 687-697.

Suh S, Lenzen M, Treloar G, Hondo H, Horvath A, Huppes G, Jolliet O, Klann U, Krewitt W, Moriguchi Y, Munksgaard J, et Norris G. (2004) System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories Using Hybrid Approaches. *Environmental Science & Technology*, février 2004, 38 (3), p. 657-664.

Sun M, Rydh C.J, et Kaebernick H. (2004) Material Grouping for Simplified Product Life Cycle Assessment. *The Journal of Sustainable Product Design*, juin 2004, 3 (1), p. 45-58.

Sureac (2010) Logiciel GreenCalc <*www.greencalc.com*>, consulté le 6 octobre 2010.

Szargut J. (2005) *Exergy method: technical and ecological applications*. Boston, USA: WIT Press, 164 p.

TEAM (2010) Outil TEAM Bâtiment <*www.teambatiment.com/fr*>, consulté le 13 septembre 2010.

Todd J, Curran M-A, Weitz K, Sharma A, Vigon B, Price E, Norris G, Eagan P, Owens W, et Veroutis A. (1999) Streamlined Life-Cycle Assessment:A Final Report from the SETAC North America Streamlined LCA Workgroup. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 31 p.

TU Delft (2010) Idemat <*http://www.idemat.nl/*>, consulté le 28 avril 2010.

UNICEM (2005) Granulats en Ile-de-France: Mieux prendre en compte la ressource en matériaux dans les documents d'urbanisme, 40 p.

UNICEM (2008) Matériaux de construction - la France bientôt en manque, communiqué de presse du 16 mai 2008.

USGS (2010) Historical Statistics for Mineral and Materials Commodities in the United States <*http://minerals.usgs.gov/ds/2005/140/*>, consulté le 22 août 2010.

Van Caneghem J, Block C, et Vandecasteele C. (2010) Assessment of the impact on human health of industrial emissions to air: Does the result depend on the applied method? *Journal of Hazardous Materials*, décembre 2010, 184 (1-3), p. 788-797.

Van der Voet E, Van Oers L, De Bruyn S, De Jong F, et Tukker A. (2009) Environmental Impact of the use of Natural Resources and Products. Institute of Environmental Sciences (CML) commissioned by Eurostat to support Data Centres on Products and Natural Resources, 186 p.

Van Oers L, De Koning A, Guinée J, et Huppes G. (2002) Abiotic resource depletion in LCA - Improving characterization factors for abiotic resource depletion as recommended in the new Dutch LCA Handbook. Road and Hydraulic Engineering Institute of the Dutch Ministry of Transport, Public Works and Water Management (V&W), 75 p.

VDI (1997) Cumulative Energy Demand - Terms, Definitions, Methods of Calculation. In: VDI-Richtlinien 4600. Düsseldorf: Verein Deutscher Ingenieure.

Vieira P. S, et Horvath A. (2008) Assessing the End-of-Life Impacts of Buildings. *Environmental Science & Technology*, juillet 2008, 42 (13), p. 4663-4669.

Wackernagel M, Rees W. (1996) *Our Ecological Footprint: reducing human impact on the earth*. New Society Publishers, 167 p.

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

Werner F, Althaus H-J, Künninger T, Richter K, et Jungbluth N. (2007) *Life Cycle Inventories of Wood as Fuel and Construction Material: ecoinvent report No. 9*. Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 165 p.

Woolley T, Kimmins S, Harrison R, et Harrison P. (2000) *Green Building Handbook: A Guide to Building products and Their Impact on the Environment*. Routledge, 218 p.

WorldSteel (2008) Application of the worldsteel LCI data to recycling scenarios. WorldSteel Association, 12 p.

WorldSteel (2011) World Steel Association <*http://www.worldsteel.org/?action=programs&id=62*>, consulté le 8 avril 2011.

Yu C, Quinn J. T, Dufournaud C. M, Harrington J. J, Rogers P. P, et Lohani B. N. (1998) Effective dimensionality of environmental indicators: a principal component analysis with bootstrap confidence intervals. *Journal of Environmental Management*, mai 1998, 53 (1), p. 101-119.

Zabalza Bribian I, Aranda Usan A, et Scarpellini S. (2009) Life cycle assessment in buildings: State-of-the-art and simplified LCA methodology as a complement for building certification. *Building and Environment*, décembre 2009, 44 (12), p. 2510-2520.

Zhang Y. (2008) Ecologically-based LCA - An approach for quantifying the role of natural capital in product life cycles. Ohio: The Ohio State University, 366 p.

ANNEXES

ANNEXES DU CHAPITRE 3

Procédure d'importation des ICV Ecoinvent, INIES, DEAM et ELCD vers la base SLCA

Choix d'un support informatique pour le projet de base de données SLCA

Il a été décidé de développer la base de données SLCA sous le tableur MS Excel-Visual Basic. Les motivations qui ont guidé ce choix ont été les suivantes :

- Contraintes de temps : la durée du projet devait correspondre à celui de la thèse (3 ans). Il n'a dans ces conditions pas été envisagé de développer la base SLCA sous un format plus adapté à la gestion de données (SQL, XML).

- Facilité d'implémentation : le format MS Excel-Visual Basic permet de plus facilement regrouper tous les inventaires de cycle de vie en provenance des différentes sources bibliographiques.

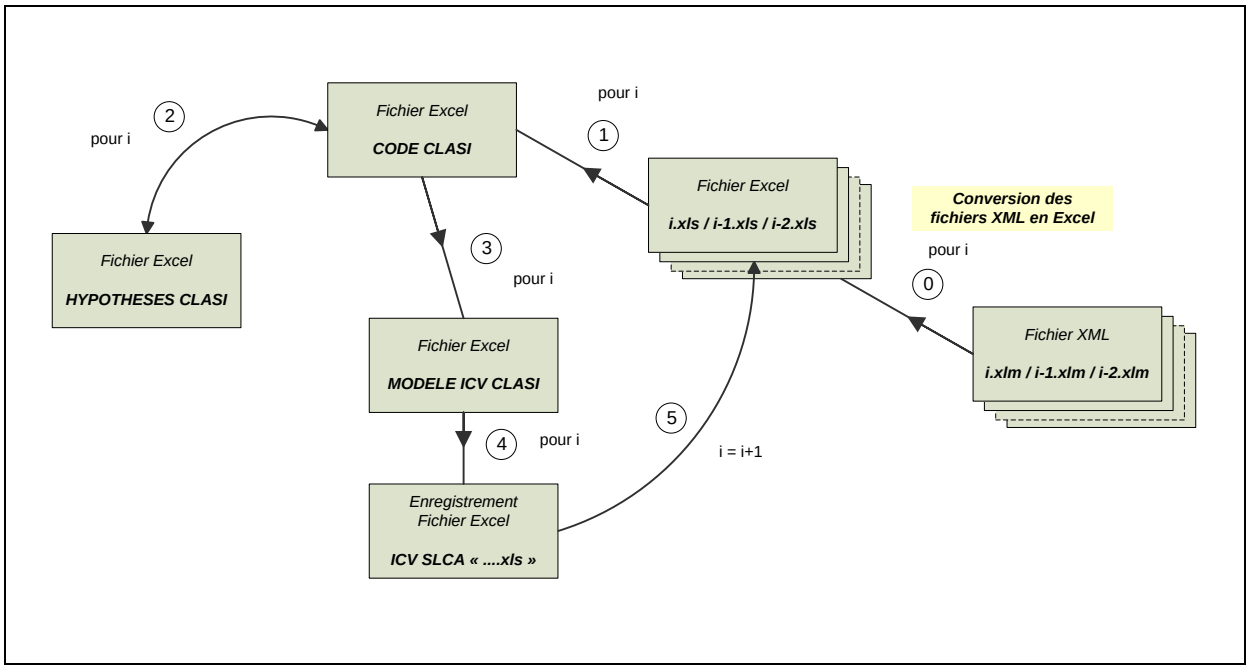
- Analyses de données facilitées : le stockage des données sous un tableur permet généralement des analyses (souvent des statistiques descriptives) très rapides ce qui n'est pas (dans un premier temps) le cas lorsqu'on travaille sous SQL (nécessité de programmer un code pour obtenir ces analyses).

- Partage de données : de par son format, cette base de données est potentiellement utilisable et accessible par des personnes non familières des langages de base de données comme SQL.

Il est toutefois évident que ce type de format atteint rapidement ses limites lorsqu'il s'agit de gérer une base de données d'inventaire de cycle de vie contenant plusieurs centaines de paramètres.

Présentation de la procédure informatique CLASI

La procédure décrite dans cette partie a pour objectif d'automatiser le travail souvent long et fastidieux de collecte, classification et mise au format des inventaires de cycle de vie des bases de données ACV de la littérature par rapport à la nomenclature de la base SLCA. Pour cela, une procédure informatique baptisée CLASI a été mise au point. Elle est décrite ci-dessous. Puis, deux autres parties décrivent le chemin à suivre pour importer les données ACV des bases Ecoinvent, INIES, DEAM, ELCD et ATILH. La procédure informatique CLASI a été développée et programmée sous Excel Visual Basic. Elle a pour objectif d'automatiser la classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent vers la base SLCA. Elle ne s'applique qu'aux données d'inventaire de la base Ecoinvent. Le cas échéant, elle peut être adaptée pour automatiser la classification des flux élémentaires de la base DEAM ou ELCD par exemple. L'annexe 1 présente un schéma de principe de la procédure CLASI. Elle commence par le stockage au sein d'un répertoire de l'ensemble des données d'inventaire Ecoinvent au format Excel et numéroté pour tout i = {1, 2..., n}.



Annexe 1. Principe de la procédure informatique CLASI

Trois fichiers Excel sont ensuite utilisés : le fichier Excel « CODE CLASI.xls » tout d'abord contient le programme Visual Basic. De même, le fichier Excel « HYPOTHESES CLASI.xls » stocke les hypothèses de classification des flux entre la nomenclature Ecoinvent et la nomenclature SLCA pour chaque catégorie de flux. Ces hypothèses correspondent à celles présentées en annexe. Enfin, le fichier Excel « MODELE ICV CLASI.xls » contient la nomenclature de l'inventaire de cycle de vie (flux, phase et métadonnées). Pour chaque, flux, phase et métadonnées, les cellules sont laissées vides et seront remplies automatiquement à l'aide de la procédure CLASI. Ce fichier comporte donc 168 lignes correspondant aux 168 flux à renseigner, 5 colonnes correspondant aux 5 phases du cycle de vie d'un bâtiment et une dizaine de cellules au côté de l'inventaire correspondant aux métadonnées à renseigner

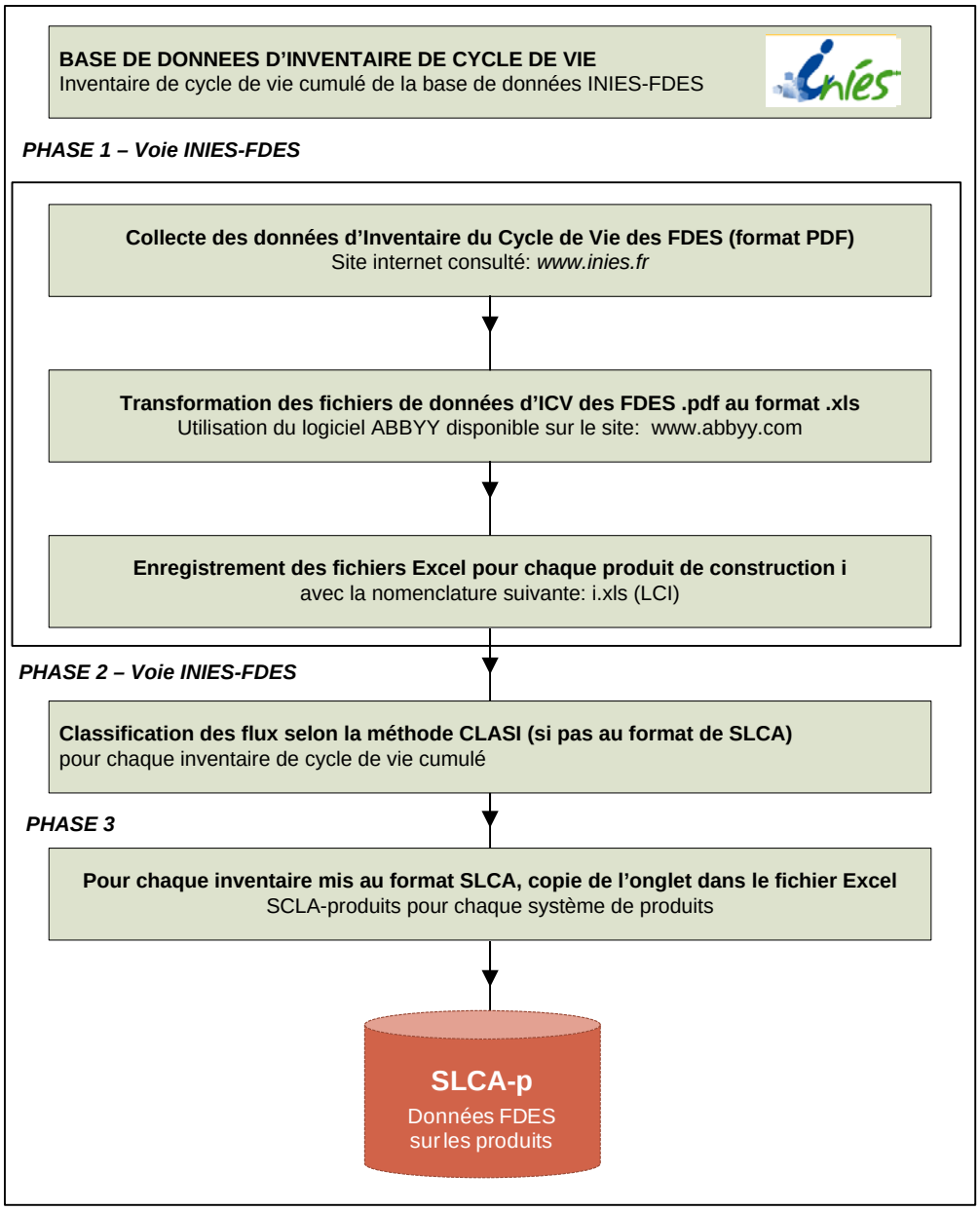
pour chaque module. Par exemple, pour i=13 (module SLCA Eco_13 « concrete normal at plant »), étant donné qu'il s'agit d'un inventaire de production (sortie d'usine), les 168 flux sont reportés dans la colonne « Production » du fichier « MODELE ICV CLASI ». De même, une partie des métadonnées du module « concrete normal, at plant » sont reportés à côté de l'inventaire.

Une fois que la procédure CLASI est en place (code Visual Basic opérationnel, fichiers Excel supports crées), il ne reste plus qu'à lancer la procédure pour tout i = {1, 2,..., n}. D'un point de vue ACV, au cours de la procédure CLASI, le fichier « CODE CLASI.xls » reçoit les valeurs d'une partie des indicateurs d'impacts calculés (par ex. l'indicateur GWP) par la base Ecoinvent (fichier LCIA). De même, ce fichier reçoit également les valeurs de ces mêmes indicateurs d'impacts calculés (par ex. l'indicateur GWP) par SLCA à l'aide des hypothèses de caractérisation des flux. Ce fichier « CODE CLASI.xls » permet donc ensuite de calculer l'écart relatif entre les valeurs d'indicateurs calculés à partir des 2 modèles d'inventaires de cycle de vie (1109 flux pour Ecoinvent et 168 flux pour SLCA). Ce fichier permet d'étudier le domaine de validité (cf. partie 4.6.2). Au final, pour chaque fichier d'inventaire « i-1.xls » de la base Ecoinvent correspond un fichier d'inventaire SLCA « Eco_i.xls ». Les prochaines parties présentent la procédure (manuelle et informatique à suivre en fonction du type de données ACV importées).

Procédure d'importation des données d'inventaire de la base INIES-FDES

L'annexe 2 présente la procédure à suivre pour importer des données d'inventaire de cycle de vie issue de la base INIES-FDES. La première étape consiste à récupérer les fichiers PDF des FDES sur les produits de construction publiés sur le site www.inies.fr par les industriels français. Cette procédure nécessite ensuite l'utilisation d'un logiciel de convertissement de fichier au format PDF vers des fichiers au format Excel. Une fois converti au format Excel, une mise en forme des tableaux d'inventaire est nécessaire. Toutefois, comme la plupart des inventaires des FDES sont, en grande partie, conformes à la nomenclature d'inventaire de cycle de vie de la base SLCA, il n'y a donc pas beaucoup de classification de flux à mener. Le fichier Excel final contenant l'inventaire de cycle de vie peut ensuite être la base SLCA. Cette procédure d'importation est également valable pour les données d'inventaire du fascicule FD P01-015 établi à partir de la base de données DEAM (Ecobilan, 2010; AFNOR, 2005).

Pour les données sur les ciments français de l'ATILH, elles ont été récupérées sur le site internet www.infociment.com et été déjà au format Excel et la nomenclature des flux concordaient en grande partie avec SLCA. Il n'y a donc pas eu besoin de travail supplémentaire. Il en va de même pour les données du fascicule AFNOR FD P01-015.

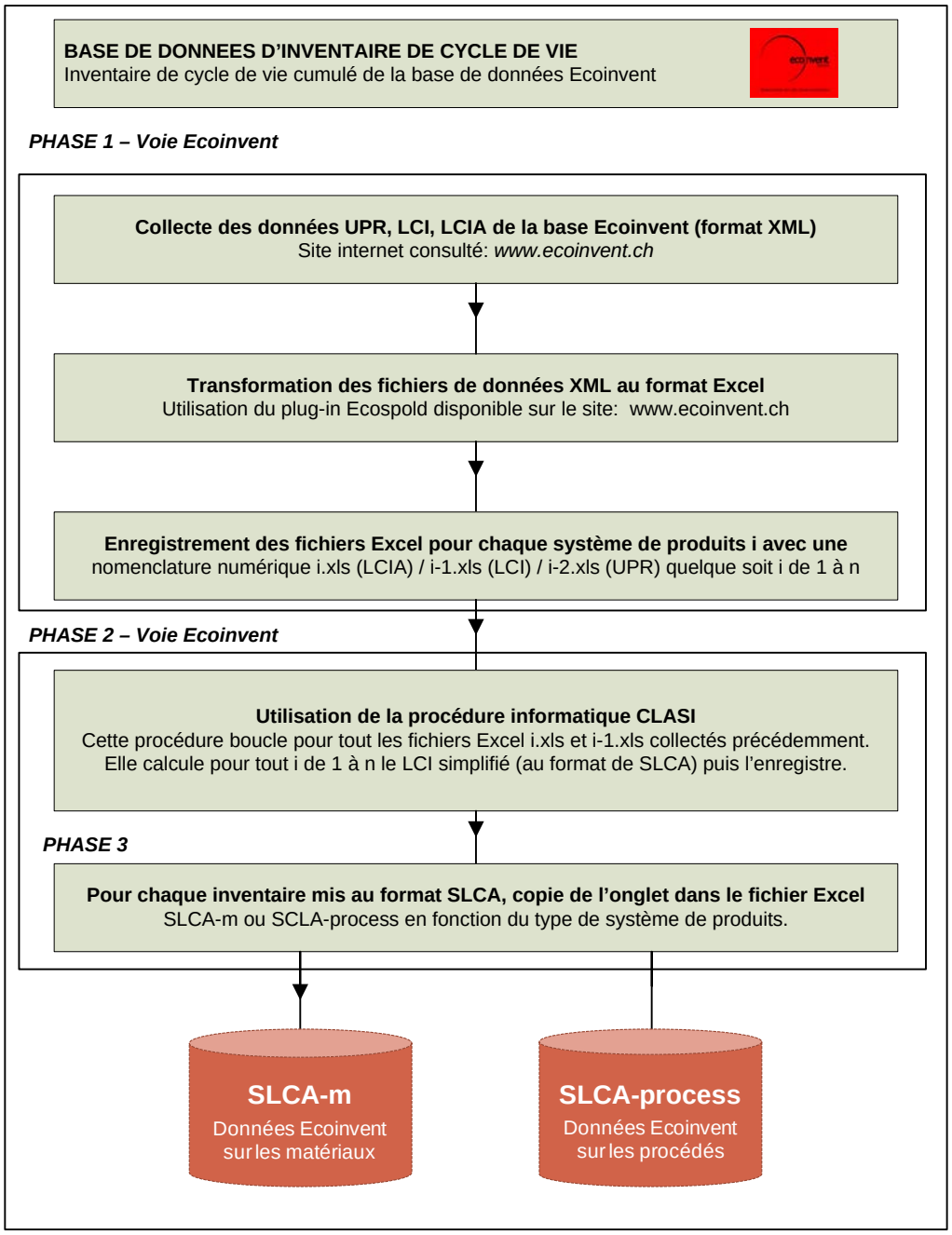


Annexe 2. Procédure d'importation des données d'inventaire à partir de la base INIES-FDES

Procédure d'importation des données d'inventaire de la base Ecoinvent

L'annexe 3 présente la procédure à suivre pour importer des données d'inventaire de cycle de vie issue de la base Ecoinvent. La première étape consiste à récupérer les différentes données ACV (matériaux, procédés...) sur le site www.ecoinvent.ch. Le format des données ACV de la base Ecoinvent correspond au format Ecospold utilisant la technologie XML (Hedemann et Köning, 2003). Les fichiers sont enregistrés par numéro de la nomenclature des données SLCA. Par exemple, le module SLCA Eco_13 « concrete normal at plant » est enregistré uniquement à l'aide de la valeur numérique « 13 ». Le fichier des méthodes d'évaluation des impacts (LCIA) est enregistré comme suit i.xml. L'inventaire (LCI) est enregistré i-1.xml, les données primaires sur le procédé (UPR) est enregistré i-2.xml L'étape suivante consiste donc à convertir les fichiers XML en fichier Excel utilisable par le programme informatique CLASI. Cette procédure informatique CLASI, développée sous Visual Basic pour Excel, est ensuite utilisée pour classifier automatiquement les flux élémentaires de la nomenclature de la base Ecoinvent vers la nomenclature de la base SLCA (cf. figure 27). Une fois converti au format Excel et à la nomenclature de SLCA, le module ACV est enregistré dans le dossier « modules ACV Ecoinvent pour SLCA ». Le choix de nommer les fichiers par des valeurs numériques permet de réaliser une boucle et donc de répéter l'opération autant de fois qu'il y a de données à convertir. Le fichier Excel final contenant l'inventaire de cycle de vie peut ensuite être importé dans la base SLCA.

Pour les données des bases DEAM et ELCD, la procédure est analogue. Seul le fichier « HYPOTHESE CLASI » est à adapter en fonction de la nomenclature de ces deux bases qui peut être légèrement différente de celle d'Ecoinvent.



Annexe 3. Procédure d'importation des données d'inventaire à partir de la base Ecoinvent

Nomenclature des flux d'inventaire de cycle de vie de la base de données SLCA

En raison de l'objectif de cette base de données (capitalisation de données d'inventaire de cycle de vie pour l'ACV de bâtiments), cette nomenclature ne fournit, par exemple, pas d'information sur le numéro CAS des substances chimiques (flux d'émissions). Il est supposé que le lecteur intéressé se référera, par exemple, à la base Ecoinvent qui précise pour chaque flux élémentaire son numéro CAS ou aux sites internet spécialisés (par exemple www.cdc.gov/niosh/ipcsnfrn/nfrncas.html).

Les annexes suivantes précisent pour chaque flux environnemental son numéro, son nom et son unité dans SLCA. Par exemple, le charbon est repéré à l'aide du symbole F2 avec F pour flux et 2 pour le numéro dans la nomenclature et enfin son unité le kilogramme (annexe 5). Trois colonnes supplémentaires, à ce jour non remplies, permettent de renseigner des valeurs de normation des impacts. La première colonne indique la source bibliographique, la seconde l'origine du flux (par exemple flux de molybdène utilisé pour la fabrication de l'acier ou flux de dioxines émises lors de l'incinération du PVC). La troisième colonne reporte le niveau actuel de consommation ou d'émissions du secteur de la construction. Par exemple, la connaissance des émissions dans l'air de monoxyde de carbone sur une année par le secteur de la construction français permet ensuite de normaliser les résultats d'une étude d'ACV de bâtiments. Des valeurs de normalisation ont été collectées, en ce qui concerne les indicateurs environnementaux, dans le cadre du projet ANR COIMBA (Peuportier et *al*, 2010).

Une synthèse des flux pris en compte dans chaque catégorie est présentée ci-dessous.

Annexe 4. Catégories environnementales retenues dans la base SLCA à partir de la nomenclature minimale de la norme NF P01-010

Catégories de l'inventaire de cycle de vie de la base SLCA	Unités	Flux pris en compte
Consommation de ressources énergétiques (CRE)	*kg*	7 Entrants
Consommation de ressources non énergétiques éléments (CRNE)	*kg*	33 Entrants
Consommation de ressources non énergétiques configurations (CRNE)	*kg*	15 Entrants
Consommation d'eau (CE)	*L*	6 Entrants
Consommation énergies et matières récupérées (CEMR)	*kg*	10 Entrants
Emissions dans l'air (EA)	*g*	38 Sortants (+ 5)*
Emissions dans l'eau (EE)	*g*	28 Sortants
Emissions dans le sol (ES)	*g*	12 Sortants
Déchets valorisés (STOCK)	*kg*	10 Sortants
Déchets éliminés (DE)	*kg*	4 Sortants
TOTAL des flux pris en compte dans cette nomenclature d'inventaire	**-**	**168 Entrants/Sortants**

** Flux additionnels à la nomenclature minimale de la norme NF P01-010*

Annexe 5. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources énergétiques

N°	Flux entrants de consommation de ressources énergétiques*	Unités	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Consommation du flux (secteur de la construction)
1	Bois	kg			
2	Charbon	kg			
3	Lignite	kg			
4	Gaz naturel	kg			
5	Pétrole	kg			
6	Uranium	kg			
7	Flux énergétiques renouvelable (solaire, éolien, hydraulique, biomasse)	MJ			

** Cette nomenclature prend également en compte au stade de l'inventaire les indicateurs énergétiques dans un souci de cohérence avec le format de déclarations environnementale de produits de construction (base INIES, norme NF P01-010).*

Annexe 6. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources non énergétiques configurations

N°	Flux entrants de consommation de ressources non énergétiques configurations*	Unités	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Consommation du flux (secteur de la construction)
10	Argile	kg			
13	Bentonite	kg			
17	Calcaire	kg			
18	Carbonate de sodium	kg			
19	Chlorure de potassium	kg			
20	Chlorure de Sodium	kg			
24	Dolomite	kg			
26	Feldspath	kg			
28	Fluorite	kg			
29	Gravier	kg			
31	Kaolin	kg			
43	Sable	kg			

** Le terme « configurations » est introduit ici pour différencier les ressources non énergétiques de flux de matières minérales ou de composés chimiques ne pouvant être classés comme « élément » au sens d'élément chimique (par exemple l'aluminium de formule Al est un élément ; à contrario le gravier est un flux de matière minérale qui ne peut s'exprimer sous la forme d'un élément). Ce terme correspond à la terminologie définie par Guinée (2001).*

Annexe 7. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources non énergétiques éléments

N°	Flux entrants de consommation de ressources non énergétiques éléments	Sources	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Consommation du flux (secteur de la construction)
8	Antimoine	kg			
9	Argent	kg			
11	Arsenic	kg			
12	Aluminium	kg			
14	Bismuth	kg			
15	Bore	kg			
16	Cadmium	kg			
21	Chrome	kg			
22	Cobalt	kg			
23	Cuivre	kg			
25	Etain	kg			
27	Fer	kg			
30	Lithium	kg			
32	Magnésium	kg			
33	Manganèse	kg			
34	Mercure	kg			
35	Molybdène	kg			
36	Nickel	kg			
37	Or	kg			
38	Palladium	kg			
39	Platine	kg			
40	Plomb	kg			
41	Rhodium	kg			
42	Rutile	kg			
44	Silice	kg			
45	Soufre	kg			
46	[Sulfate de] Baryum*	kg			
47	Titane	kg			
48	Tungstène	kg			
49	Vanadium	kg			
50	Zinc	kg			
51	Zirconium	kg			

** Ce flux devrait rigoureusement être ramené à l'élément baryum puisqu'en l'état il s'agit d'un minerai.*

Annexe 8. Nomenclature des flux entrants de consommation de ressources non énergétiques complémentaires

N°	Flux entrants de consommation de ressources non énergétiques complémentaires	Unité	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Consommation du flux (secteur de la construction)
52	Autres flux de ressources non énergétiques éléments [3]	kg			
53	Matières premières végétales non spécifiés [1]	kg			
54	Matières premières animales non spécifiés [1]	kg			
55	Produits intermédiaires non remontés [2]	kg			

(1) Flux intermédiaire de matière non remonté de l'inventaire de cycle de vie de SLCA
(2) Produits intermédiaires non remontés exprimés en masse. Ce flux peut exister dans la mesure où la règle de coupures à 98 % est justifiée. La part massique de ce flux est donc pour chaque produit de construction inférieure ou égale à 2 % de la masse de l'unité fonctionnelle. Dans les données en provenance de la base Ecoinvent, ce flux peut également être quantifié si les rapports méthodologiques de la base le précisent.
(3) Flux élémentaires de ressources non énergétiques éléments non pris en compte dans l'inventaire minimal de la norme NF P01-010. Il s'agit des 34 flux suivants (tirés de la nomenclature de la base Ecoinvent) :basalte, carbone organique, cérium, chrysotyle, europium, gadolinium, gallium, hélium, indium, lanthane, néodymium, olivine, phosphore, praseodymium, pumice, rhénium, samarium, nitrate de sodium, sulfate de sodium, spodumène, talc, tantale, tellure, vermiculite.

Annexe 9. Nomenclature des flux entrants de consommation d'eau

N°	Flux entrants de ressources de consommation d'eau	Unité	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Consommation du flux (secteur de la construction)
56	Eau (lac)	Litre			
57	Eau (mer)	Litre			
58	Eau (nappe phréatique)	Litre			
59	Eau (non spécifiée)	Litre			
60	Eau (rivière)	Litre			
61	Eau (réseau, potable) *	Litre			

** Flux intermédiaire de consommation d'eau potable non remonté de l'inventaire de cycle de vie de SLCA selon la méthode préconisée dans la norme NF P01-010.*

Annexe 10. Nomenclature des flux entrants de consommations d'énergie et matières récupérées

N°	Flux entrants de consommation d'énergie et de matières récupérées	Unité	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Consommation du flux (secteur de la construction)
62	Energie récupérée*	**MJ**			
63	Matière récupérée (acier)*	**kg**			
64	Matière récupérée (aluminium)*	**kg**			
65	Matière récupérée (métal non spécifié)*	**kg**			
66	Matière récupérée (papier carton)*	**kg**			
67	Matière récupérée (plastique)*	**kg**			
68	Matière récupérée (calcin)*	**kg**			
69	Matière récupérée (biomasse)*	**kg**			
70	Matière récupérée (minérale)*	**kg**			
71	Matière récupérée (non spécifiée)*	**kg**			

** Flux intermédiaire d'énergie et de matières récupérées non remontés de l'inventaire de cycle de vie de SLCA*

Annexe 11. Nomenclature des flux sortants d'émissions dans l'air

N°	Flux sortants d'émissions dans l'air	Unités	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Emission du flux (secteur de la construction)
72	Hydrocarbures non spécifiés excepté méthane	g			
73	HAP	g			
74	Méthane fossile	g			
75	Composés organiques volatils	g			
76	Dioxyde de carbone fossile	g			
77	Monoxyde de carbone fossile	g			
78	Oxydes d'azote	g			
79	Protoxyde d'azote	g			
80	Ammoniaque	g			
81	Poussières non spécifiés	g			

N°	Flux sortants d'émissions dans l'air	Unités	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Emission du flux (secteur de la construction)
82	Dioxyde de soufre	g			
83	Hydrogène sulfureux	g			
84	Acide cyanhydrique	g			
85	Composés chlorés organiques en Cl	g			
86	Acide chlorhydrique	g			
87	Composés chlorés inorganiques en Cl	g			
88	Composés chlorés non spécifiés en Cl	g			
89	Composés fluorés organiques en F	g			
90	Composés fluorés inorganiques en F	g			
91	Composés halogénés non spécifiés	g			
92	Composés fluorés non spécifiés en F	g			
93	Métaux non spécifiés	g			
94	Antimoine	g			
95	Arsenic	g			
96	Cadmium	g			
97	Chrome	g			
98	Cobalt	g			
99	Cuivre	g			
100	Etain	g			
101	Manganèse	g			
102	Mercure	g			
103	Nickel	g			
104	Plomb	g			
105	Sélénium	g			
106	Tellure	g			
107	Zinc	g			
108	Vanadium	g			
109	Silicium	g			

Annexe 12. Nomenclature des flux sortants d'émissions dans l'eau

N°	Flux sortants d'émissions dans l'eau	Unités	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Emission du flux (secteur de la construction)
110	Demande chimique en oxygène	g			
111	Demande biochimique en oxygène	g			
112	Matière en suspension	g			
113	Cyanure	g			
114	Halogènes composes organiques absorbables	g			
115	Hydrocarbures non specifies	g			
116	Composes azotes en N	g			
117	Composes phosphores en P	g			
118	Composes fluores organiques en F	g			
119	Composes fluores inorganiques en F	g			
120	Composes fluores non spécifiés en F	g			
121	Composes chlores organiques en Cl	g			
122	Composes chlores inorganiques en Cl	g			
123	Composes chlores non spécifiés en Cl	g			
124	HAP non specifies	g			
125	Métaux non specifies	g			
126	Aluminium et ses composes	g			
127	Arsenic et ses composes	g			
128	Cadmium et ses composes	g			
129	Chrome et ses composes	g			
130	Cuivre et ses composes	g			
131	Etain et ses composes	g			
132	Fer et ses composes	g			
133	Mercure et ses composes	g			
134	Nickel et ses composes	g			
135	Plomb et ses composes	g			
136	Zinc et ses composes	g			
137	Eau rejetée	g			

Annexe 13. Nomenclature des flux sortants d'émissions dans le sol

N°	Flux d'émissions dans le sol	Unités	Source pour la normation	Origine du flux (secteur de la construction)	Emission du flux (secteur de la construction)
138	Arsenic et ses composes	g			
139	Biocides	g			
140	Cadmium et ses composes	g			
141	Chrome et ses composes	g			
142	Cuivre et ses composes	g			
143	Etain et ses composes	g			
144	Fer et ses composes	g			
145	Plomb et ses composes	g			
146	Mercure et ses composes	g			
147	Nickel et ses composes	g			
148	Zinc et ses composes	g			
149	Métaux lourds non spécifiés	g			

Annexe 14. Nomenclature des flux sortants de production de déchets valorisés

N°	Flux sortants de déchets valorisés mis en stock	Unités	Source pour la normalisation	Origine du flux (secteur de la construction)	Volume de flux (secteur de la construction)
150	Energie mise en stock	MJ			
151	Matière mise en stock (acier)	kg			
152	Matière mise en stock (aluminium)	kg			
153	Matière mise en stock (métal non spécifié)	kg			
154	Matière mise en stock (papier carton)	kg			
155	Matière mise en stock (plastique)	kg			
156	Matière mise en stock (calcin)	kg			
157	Matière mise en stock (biomasse)	kg			
158	Matière mise en stock (minérale)	kg			
159	Matière mise en stock (non spécifiée)	kg			

Annexe 15. Nomenclature des flux sortants de production de déchets éliminés

N°	Flux de déchets ultimes éliminés	Unités	Source pour la normalisation	Origine du flux (secteur de la construction)	Volume du flux (secteur de la construction)
160	Déchets dangereux	kg			
161	Déchets non dangereux	kg			
162	Déchets inertes	kg			
163	Déchets radioactifs	kg			

Annexe 16. Flux d'émissions dans l'air additionnels à la nomenclature de la norme NF P01-010

N°	Flux additionnels	Unités	Source pour la normalisation	Origine du flux (secteur de la construction)	Emission du flux (secteur de la construction)
164	Dioxines	kg			
165	Dioxyde de carbone fixé par la biomasse	kg			
166	Méthane biogénique	kg			
167	Dioxyde de carbone biogénique	kg			
168	Monoxyde de carbone biogénique	kg			

Hypothèses de classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent vers la base SLCA

Légende pour la classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent

Dans la suite de cette annexe, les tableaux de classification sont reportés par catégorie de flux. Chaque flux élémentaire de la nomenclature Ecoinvent est mis en correspondance avec les flux de la nomenclature SLCA. Les flux Ecoinvent sont identifiables au moyen de leurs terminologies originelles et donc laissées en anglais par soucis de transparence. Un repérage au moyen d'un code couleur est également défini pour améliorer la lisibilité des tableaux. Il permet d'identifier les flux élémentaires qui ont été associés, agrégés ou supprimés.

Ces tableaux s'appuient d'une part sur la nomenclature de la base SLCA ainsi que sur la nomenclature de flux d'inventaire de la base Ecoinvent disponible dans le CD-ROM disponible avec la licence de la base (version 2.0). Un fichier Excel « Ecoinvent_SLCA.xls » comporte l'ensemble des hypothèses de classification. L'annexe 17 présente la signification du code couleur retenue pour la présentation des hypothèses de la classification.

Annexe 17. Code couleur pour la classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent vers la base SLCA

Type de correspondance	N° sur fichier Excel Ecoinvent_SLCA.xls	Terminologie SLCA	Terminologie Ecoinvent
CLASSIFICATION IMMEDIATE	**1**	**Flux f** *Pétrole*	**Flux f** *Oil, crude, in ground*
AGREGATION	**2**	**Flux F** *Manganèse*	**Somme de flux à agréger** *Manganèse, in ground* *Pyrolusite, in ground*
SUPPRESSION	**3**		**Flux f** *Helium, in air*
NON CORRESPONDANCE	**4**	**Flux F** *Energie récupérée*	**Pas de correspondance**
SUPPRESSION DES LE DEPART	**5**		**Flux f** *Radon-220 (kBq)* *Occupation, industrial area* *Heat, waste*

Cinq types de classification sont pris en compte. Les trois premiers types correspondent à ceux présentés à la figure 27 à savoir : association (classification immédiate), agrégation et suppression. Un quatrième type de classification concerne la « non correspondance » des flux élémentaires Ecoinvent avec ceux de SLCA. Un dernier type de classification correspond aux flux supprimés dès le départ (en dehors des objectifs de la base de données SLCA) : occupation de sol, chaleur récupérée à partir de déchets, radioéléments.

Détails de la catégorie « air » de la base Ecoinvent

Annexe 18. Détails concernant la catégorie « Air » de la base Ecoinvent

Catégorie	Sous-catégorie	Correspond à	Exemples
AIR	*"Low population density"*	Emission dans des zones sans habitations dans les environs immédiats	Extraction de ressources, forêts, agriculture, énergie hydraulique, éolienne, charbon, usine nucléaire, décharges municipales, traitements des eaux usées, transports de longues distances, bateaux.
	"Low population density, long term"	Emissions qui auront lieu dans le futur, 100 ans après le démarrage du procédé	Emissions en centre de stockage après plus de 100 ans (par ex. certains déchets radioactifs)
	"Lower stratosphere + upper stratosphere"	Emissions des avions	Transport par avions
	"High population density "	Emissions près des habitations qui affectent directement les personnes ou les animaux. Plus particulièrement pour les particules.	Industries, usine à charbon, raffineries, manufactures, procédés de construction…
	"Unspecified"		Catégorie renseignée si seulement aucune information n'est disponible

Synthèse de la classification des flux élémentaires de la base Ecoinvent vers la base SLCA

Annexe 19. Nombre de flux entrants/sortants classé pour chaque typologie de classification

	Nombre de flux de la nomenclature SLCA	Type de correspondance entre flux SLCA et flux Ecoinvent	Nombre de flux de la nomenclature Ecoinvent
	78	Classification immédiate des flux élémentaires	78 (1)
	55	Agrégation de flux élémentaires	675 (2)
		Flux élémentaires supprimés	96 (3)
	35	Pas de correspondance des flux	
		Flux élémentaires supprimés dès le départ	260 (4)
	168	**< TOTAL des flux inventoriés dans les deux bases >**	**1109 (5)**

(1) En réalité, la base de données Ecoinvent inventorie les flux élémentaires par sous-catégorie. De ce fait, il est utile de rappeler que les 78 flux par catégorie (air, eau, ressource et sol) correspondent à 277 flux élémentaires par sous-catégorie.
(2) En réalité, la base de données Ecoinvent inventorie les flux élémentaires par sous-catégorie. De ce fait, il est utile de rappeler que les 675 flux par catégorie (air, eau, ressource et sol) correspondent à 2255 flux élémentaires par sous-catégorie.
(3) En réalité, la base de données Ecoinvent inventorie les flux élémentaires par sous-catégorie. De ce fait, il est utile de rappeler que les 96 flux par catégorie (air, eau, ressource et sol) correspondent à 432 flux élémentaires par sous-catégorie.
(4) En réalité, la base de données Ecoinvent inventorie les flux élémentaires par sous-catégorie. De ce fait, il est utile de rappeler que les 260 flux par catégorie (air, eau, ressource et sol) correspondent à 990 flux élémentaires par sous-catégorie.
(5) En réalité, la base de données Ecoinvent inventorie les flux élémentaires par sous-catégorie. De ce fait, il est utile de rappeler que les 1109 flux par catégorie (air, eau, ressource et sol) correspondent à 3996 flux élémentaires par sous-catégorie.

Dans la suite de l'annexe, les flux supprimés dès le départ ne sont pas présentés. Le lecteur souhaitant accéder au détail de ces flux se réfèrera au fichier Excel « Ecoinvent_SLCA.xls ».

Avertissement : l'ensemble des hypothèses simplificatrices présentées ci-après ont été appliquées sur les modules de données d'inventaire de cycle de vie « détaillée » (ou complet) de la base Ecoinvent. Ces modules correspondent aux matériaux de construction, aux procédés d'énergie, de transport, d'eau, de traitements des déchets et de fin de vie. L'ensemble des résultats de flux ou d'indicateurs environnementaux présentés dans le mémoire de thèse s'appuient donc entièrement sur ces hypothèses. En revanche, pour tous les inventaires de cycle de vie relatifs aux produits de construction (correspondant aux FDES publiées à ce jour), il est supposé que ce schéma de simplification leur a été appliqué. Toutefois, rien ne le garantie et il peut exister de nombreuses variabilités sur les valeurs d'inventaire notamment sur les flux agrégés (en vert). De ce fait, les deux types d'inventaires ne sont pas toujours directement comparables.

Annexe 20. Nombre de flux entrants classé par catégorie de flux SLCA pour chaque typologie de classification

Catégorie de flux entrants SLCA	Nombre de flux de la nomenclature SLCA	Type de correspondance entre flux de la base SLCA et flux de la base Ecoinvent (2)	Nombre de flux de la nomenclature Ecoinvent
Flux ENTRANT de consommation de ressources énergétiques (7)	4	Classification immédiate des flux élémentaires	4
	3	Agrégation de flux élémentaires	11
		Flux élémentaires supprimés	1
	0	Pas de correspondance des flux	
Flux ENTRANT de consommation de ressources non énergétiques (48)	21	Classification immédiate des flux élémentaires	21
	19	Agrégation de flux élémentaires	94
		Flux élémentaires supprimés	9
	8 (1)	Pas de correspondance des flux	
Flux ENTRANT de consommation d'eau (6)	5	Classification immédiate des flux élémentaires	5
	0	Agrégation de flux élémentaires	0
		Flux élémentaires supprimés	3
	1 (1)	Pas de correspondance des flux	
Flux ENTRANT de consommation d'énergie et matières récupérées (10)	0	Classification immédiate des flux élémentaires	0
	0	Agrégation de flux élémentaires	0
		Flux élémentaires supprimés	
	10 (1)	Pas de correspondance des flux	
TOTAL	**71 Flux entrants**		**148 Flux entrants**

(1) Il s'agit de flux intermédiaires non remontés de l'inventaire de cycle de vie à l'exception de 5 flux élémentaires de ressources non énergétiques
(2) le nombre de flux élémentaires non pris ne compte au départ n'ont pas été reportés dans ce tableau (cf. l'annexe 19 pour un bilan chiffré total pour ce type de flux).

Annexe 21. Nombre de flux sortants classé par catégorie de flux SLCA pour chaque typologie de classification

Catégorie de flux sortants SLCA	Nombre de flux environnementaux base SLCA	Type de correspondance entre flux de la base SLCA et flux de la base Ecoinvent [2]	Nombre de flux élémentaire base Ecoinvent
Flux SORTANT d'émissions dans l'air (38) + (5)	19 + 5 [3]	Classification immédiate des flux élémentaires	24
	17	Agrégation de flux élémentaires	172
		Flux élémentaires supprimés	20
	2	Pas de correspondance des flux	
Flux SORTANT d'émissions dans l'eau (28)	15	Classification immédiate des flux élémentaires	15
	9	Agrégation de flux élémentaires	122
		Flux élémentaires supprimés	28
	4	Pas de correspondance des flux	
Flux SORTANT d'émissions dans le sol (12)	9	Classification immédiate des flux élémentaires	9
	3	Agrégation de flux élémentaires	268
		Flux élémentaires supprimés	34
	0	Pas de correspondance des flux	
Flux SORTANT de déchets mis en stock et valorisés (10)	0	Classification immédiate des flux élémentaires	0
	0	Agrégation de flux élémentaires	0
		Flux élémentaires supprimés	
	10 [1]	Pas de correspondance des flux	
Flux SORTANT de déchets éliminés (4)	0	Classification immédiate des flux élémentaires	0
	4	Agrégation de flux élémentaires	8
		Flux élémentaires supprimés	1
	0	Pas de correspondance des flux	
TOTAL Flux Sortants	**97 Flux sortants**		**701 Flux sortants**

(1) Il s'agit de flux intermédiaires non remontés de l'inventaire de cycle de vie.
(2) le nombre de flux élémentaires non pris ne compte au départ n'ont pas été reportés dans ce tableau (cf. annexe 19 pour un bilan chiffré total pour ce type de flux).
(3) Correspond au 5 flux additionnels à la nomenclature de l'inventaire de la norme NF P01-010.

Hypothèses de classification des flux de consommation de ressources énergétiques

Annexe 22. Hypothèses de classification des flux de consommation de ressources énergétiques

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité
1	Bois	kg	Wood, hard, standing (1)	m^3
			Wood, primary forest, standing (2)	
			Wood, soft, standing (3)	
			Wood, unspecified, standing (4)	
2	Charbon	kg	Coal, hard, unspecified, in ground	kg
3	Lignite	kg	Coal, brown, in ground	kg
4	Gaz naturel	kg	Gaz, mine, off-gas, process, coal mining (5)	Nm^3
			Gas, natural, in ground (5)	Nm^3
5	Pétrole	kg	Oil, crude, in ground	kg
6	Uranium	kg	Uranium, in ground	kg
7	Flux énergétiques renouvelable (solaire, éolien, hydraulique, biomasse)	MJ	Energy, geothermal	MJ
			Energy, kinetic in wind	MJ
			Energy, potential, in hydropower reservoir	MJ
			Energy, solar	MJ
			Energy, gross calorific value, in biomass, primary forest	MJ
	Flux supprimés		Flux supprimés (6) (cf. fichier Excel)	

(1) Essences de bois durs (feuillus), masse volumique considérée 650 kg/m^3 (bois anhydre)
(2) Essences de bois issue de forêts non gérées durablement où la consommation de bois n'y est pas renouvelable, masse volumique moyenne considérée 550 kg/m^3 (bois anhydre)
(3) Essences de bois tendres (résineux), masse volumique considérée 450 kg/m^3 (bois anhydre)
(4) Essence de bois non spécifiées, masse volumique considérée 550 kg/m^3 (bois anhydre)
(5) Gaz naturel et gaz de mine, masse volumique considérée 0.80 kg/m^3
(6) Flux de tourbe « peat, in ground » non pris en compte dans cette version de la base de données SLCA

Hypothèses de classification des flux de consommation de ressources non énergétiques

L'annexe 23 présente les hypothèses de classification des flux de consommation de ressources non énergétiques.

Annexe 23. Hypothèses de classification des flux de consommation de ressources non énergétiques

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
8	Antimoine	kg	Stibnite	kg
9	Argent	kg	Silver, 0.007% in sulfite, Ag 0.004%, Pb, Zn, Cd, In Silver, 0.01% in crude ore Silver, 3.2ppm in sulfide, Ag 1.2ppm, Cu and Te, in crude ore Silver, Ag 2.1E-4%, Au 2.1E-4%, in ore Silver, Ag 4.2E-3%, Au 1.1E-4%, in ore Silver, Ag 4.6E-5%, Au 1.3E-4%, in ore Silver, Ag 9.7E-4%, Au 9.7E-4%, Zn 0.63%, Cu 0.38%, Pb 0.014%, in ore	kg
10	Argile	kg	Clay, unspecified	kg
11	Arsenic [9]	kg		kg
12	Aluminium [1]	kg	Aluminium, in bauxite, 11% in crude ore	kg
13	Bentonite	kg	Clay, bentonite	kg
14	Bismuth [2]	kg		kg
15	Bore	kg	Colemanite, in ground Borax, in ground Ulexite, in ground	kg
16	Cadmium	kg	Cadmium, 0.30% in sulfide, Cd 0,18% Pb, Zn, Ag, In, in ground	kg
17	Calcaire [3]	kg	Anhydrite, in ground* Calcite Gypsum, in ground	kg
18	Carbonate de sodium [4]	kg		kg
19	Chlorure de potassium	kg	Sylvite, 25% in sylvinite, in ground	kg
20	Chlorure de Sodium	kg	Sodium chloride	kg
21	Chrome	kg	Chromium, 25,5% in chromite, 11,6% in crude ore	kg
22	Cobalt	kg	Cobalt	kg
23	Cuivre	kg	Copper, 0.52% in sulphide, Cu O.27% and Mo 8.2E-3% in crude ore Copper, 0.59% in sulfide, Cu 0.22% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground Copper, 0.97% in sulfide, Cu 0.36% and Mo 4.1E-2% in crude ore, in ground Copper, 0.99% in sulfide, Cu 0.36% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground Copper, 1.13% in sulfide, Cu 0.76% and Ni 0.76% in crude ore, in ground Copper, 1.18% in sulfide, Cu 0.39% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground Copper, 1.42% in sulfide, Cu 0.81% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground Copper, 2.19% in sulfide, Cu 1.83% and Mo 8.2E-3% in crude ore, in ground	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
			Copper, Cu 0.38%, Au 9.7E-4%, Ag 9.7E-4%, Zn 0.63%, Pb 0.014%, in ore, in ground Cu, Cu 3.2E+0%, Pt 2.5E-4%, Pd 7.3E-4%, Rh 2.0E-5%, Ni 2.3E+0% in ore, in ground Cu, Cu 5.2E-2%, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Rh 2.4E-5%, Ni 3.7E-2% in ore, in ground	
24	Dolomie	kg	Dolomite, in ground	kg
25	Etain	kg	Tin, 79% in cassiterite, 0.1% in crude ore	kg
26	Feldspath	kg	Feldspar	kg
27	Fer	kg	Iron, 46% in ore, 25% in crude ore	kg
28	Fluorite	kg	Fluorspar, 92% in ground Fluorine, 4.5% in apatite, 1% in crude ore, in ground Fluorine, 4.5% in apatite, 3% in crude ore, in ground	kg
29	Gravier	kg	Gravel in ground	kg
30	Lithium	kg	Lithium, 0.15% in brine Spodumene, in ground	kg
31	Kaolin [5]	kg	Kaolinite, 24% in crude ore, in ground	kg
32	Magnesium	kg	Magnesium, 0.13% in water Magnesite, 60% in crude ore Kieserite, 25% in crud eore	kg
33	Manganèse	kg	Manganese, 35.7% in sedimentary deposit, 14.2% in crude ore Pyrolusite, in ground	kg
34	Mercure	kg	Cinnabar	kg
35	Molybdène	kg	Molybdenum, 0.010% in sulphide, Mo 8.2E-3% and Cu 1.83% in crude ore Molybdenum, 0.014% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.81% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.016% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.27% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.022% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.22% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.022% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.36% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.025% in sulfide, Mo 8.2E-3% and Cu 0.39% in crude ore, in ground Molybdenum, 0.11% in sulfide, Mo 4.1E-2% and Cu 0.36% in crude ore, in ground	kg
36	Nickel	kg	Ni, Ni 2.3E+0%, Pt 2.5E-4, Pd 7.3E-4%, Rh 2.0E-5%, Cu 3.2E+0% in ore Ni, Ni 3.7E-2%, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Rh 2.4E-5%, Cu 5.2E-2% in ore, in ground Nickel, 1.13% in sulfide, Ni 0.76% and Cu 0.76% in crude ore, in ground Nickel, 1.98% in silicates, 1.04% in crude ore, in ground	kg
37	Or	kg	Gold, Au 1.1E-4%, Ag 4.2E-3% in ore Gold, Au 1.3E-4%, Ag 4.6E-5%, in ore, in ground Gold, Au 1.4E-4%, in ore, in ground Gold, Au 2.1E-4%, Ag 2.1E-4%, in ore, in ground Gold, Au 4.3E-4%, in ore, in ground Gold, Au 4.9E-5%, in ore, in ground Gold, Au 6.7E-4%, in ore, in ground Gold, Au 7.1E-4%, in ore, in ground Gold, Au 9.7E-4%, Ag 9.7E-4%, Zn 0.63%, Cu 0.38%, Pb 0.014%, in ore, in ground	kg
38	Palladium	kg	Pd, Pd 2.0E-4%, Pt 4.8E-4%, Rh 2.4E-5%, Ni 3.7E-2%, Cu 3.2E+0% in ore Pd, Pd 7.3E-4%, Pt 2.5E-4%, Rh 2.0E-5%, Ni 2.3E+0%, Cu	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
			3.2E+0% in ore, in ground	
39	Platine	kg	Pt, Pt 2.5E-4%, Pd 7.3E-4%, Rh 2.0E-5%, Ni 2.3E+0, Cu 3.2E+0% in ore Pt, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Rh 2.4E-5%, Ni 3.7E-2%, Cu 5.2E-2% in ore, in ground	kg
40	Plomb	kg	Lead, 5.0% in sulfide, Pb 3.0%, Zn, Ag, Cd Lead, Pb 0.014%, Au 9.7E-4%, Ag 9.7E-4%, Zn 0.63%, Cu 0.38%, in ore, in ground	kg
41	Rhodium	kg	Rh, Rh 2.0E-5%, Pt 2.5E-4%, Pd 7.3E-4%, Ni 2.3E+0, Cu 3.2E+0% in ore Rh, Rh 2.4E-5%, Pt 4.8E-4%, Pd 2.0E-4%, Ni 3.7E-2%, Cu 5.2E-2% in ore, in ground	kg
42	Rutile	kg	TiO2, 95% in rutile, 0.40% in crude ore, in ground	kg
43	Sable	kg	Sand in ground	kg
44	Silice [6]	kg	Perlite, in ground Shale, in ground Granite, in ground Diatomite, in ground Metamorphous rock, graphite containing, in ground Vermiculite, in ground Olivine, in ground Talc, in ground Basalt, in ground	kg
45	Soufre	kg	Sulfur	kg
46	Sulfate de baryum	kg	Barite, 15% in crude ore	kg
47	Titane	kg	TiO2, 54% in ilmenite, 2.6% in crude ore	kg
48	Tungstène [7]	kg		kg
49	Vanadium [8]	kg		kg
50	Zinc	kg	Zinc, 9.0% in sulphide, Zn 5.3%, Pb, Ag, cd, In, in ground Zinc, Zn 0.63%, Au 9.7E-4%, Ag 9.7E-4%, Cu 0.38%, Pb 0.014%, in ore, in ground	kg
51	Zirconium	kg	Zirconia, as baddeleyite, in ground Zirconium, 50% in zircon, 0.39% in crude ore, in ground	kg
52	Autres flux de ressources non énergétiques éléments	kg	Cerium, 24% in bastnasite, 2.4% in crude ore, in ground Europium, 0.06% in bastnasite, 0.006% in crude ore, in ground Gadolinium, 0.15% in bastnasite, 0.015% in crude ore, in groun Gallium, 0.014% in bauxite, in ground Helium, 0.08% in natural gas, in ground Indium, 0.005% in sulfide, In 0.003%, Pb, Zn, Ag, Cd, in ground Lanthanum, 7.2% in bastnasite, 0.72% in crude ore, in ground Neodymium, 4% in bastnasite, 0.4% in crude ore, in ground Phosphorus, 18% in apatite, 12% in crude ore, in ground Phosphorus, 18% in apatite, 4% in crude ore, in ground Praseodymium, 0.42% in bastnasite, 0.042% in crude ore, in gr Rhenium, in crude ore, in ground Samarium, 0.3% in bastnasite, 0.03% in crude ore, in ground Tantalum, 81.9% in tantalite, 1.6E-4% in crude ore, in ground Tellurium, 0.5ppm in sulfide, Te 0.2ppm, Cu and Ag, in crude	kg
53	Matières premières végétales / animales non spécifiés avant	kg		
54		kg		

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
55	Produits intermédiaires non remontés	kg		
			Flux supprimés (cf. fichier Excel)	

** Non pris en compte dans le flux calcaire dans les résultats présentés dans le mémoire de thèse.*
(1) Aluminium (élément) remplace la bauxite (minerai) dans le modèle d'inventaire de la base SLCA contrairement au modèle d'inventaire de la norme NF P01-010
(2) Le flux « bismuth » n'est pas présent dans la version 2.0 de la base Ecoinvent. Complément sur le bismuth : métal dont tous les sels et les vapeurs sont toxiques, peu présent dans l'environnement. C'est un sous-produit de l'extraction du plomb, du cuivre, de l'étain, de l'argent et de l'or. Les ressources en minerai exploitable en semblent limitées. Il est réputé être le moins toxique des métaux lourds, ou en tous cas, celui dont les effets sont les plus rapidement réversibles (Source : http://fr.wikipedia.org/wiki/Bismuth)
(3) Le flux « calcaire » est la somme de trois composés de la base Ecoinvent : l'anhydrite (CaSO4), la calcite ($CaCO_3$) et le gypse ($CaSO_4$, $2H_2O$). Ils correspondent au carbonate de calcium et au sulfate de calcium. Lors de la caractérisation de l'indicateur d'impact ADP, le flux calcaire sera assimilé au calcium.
(4) Le flux « carbonate de sodium » n'est pas présent dans la version 2.0 de la base Ecoinvent. Complément sur l'utilisation du carbonate de sodium : Fabrication du verre, détergents, et en particulier les lessives, fabrication du bicarbonate de sodium, fabrication d'émail pour la céramique, composant de certains isolants à base de chanvre dans le bâtiment.
(5) Le flux Ecoinvent de kaolinite (silicates d'aluminium) est directement associé au kaolin sans le ramener à l'élément aluminium puisque dans ce cas là le minerai est directement utilisé.
(6) Les flux élémentaires de la base Ecoinvent dérivés de la silice ont été agrégés dans le flux « silice ».
(7) le flux « tungstène » n'est pas présent dans la version 2.0 de la base Ecoinvent. Complément sur le tungstène : on le trouve dans la wolframite qui est un tungstate de fer et de manganèse, (FeWO4/MnWO4), scheelite (tungstate de calcium, CaWO4), ferbérite et hübnérite. Ce métal est très recherché pour la fabrication d'aciers spéciaux (Source : http://minerals.er.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/tungsten/)
(8) Le flux « vanadium » n'est pas présent dans la version 2.0 de la base Ecoinvent. Complément sur le vanadium : l'usage de ce métal est surtout effectif dans l'industrie aéronautique pour l'amélioration des propriétés de certains métaux (Source : http://minerals.er.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/vanadium/)
(9) Le flux « arsenic » n'est pas présent dans la version 2.0 de la base Ecoinvent

Annexe 24. Coefficients de conversion entre flux de minerai et élément chimique

N°	Flux de minerai bases de données DEAM et Ecoinvent	Unité minerai	Coef. de conversion (1)	Référence	Flux élément SLCA	Unité élément
8	Stibnite	kg	0.720	AIMCC	Antimoine	kg
11	Bauxite	kg	1.900	AIMCC	Aluminium	kg
15	Colemanite	kg	0.158	AIMCC	Bore	kg
15	Borax	kg	0.113	AIMCC	Bore	kg
15	Ulexite	kg	0.130	AIMCC	Bore	kg
28	Fluorspar	kg	1.000	AIMCC	Fluorite	kg
28	Fluorine	kg	2.000	AIMCC	Fluorite	kg
30	Spodumène	kg	0.038	AIMCC	Lithium	kg
32	Magnésite	kg	0.288	Ecoinvent	Magnésium	kg
32	Kieserite	kg	0.174	AIMCC	Magnésium	kg
33	Manganèse	kg	1.000	Ecoinvent	Manganèse	kg
33	Pyrulosite	kg	0.632	Ecoinvent	Manganèse	kg
51	Zirconia	kg	0.740	Ecoinvent	Zirconium	kg

(1) Les ressources abiotiques non énergétiques telles que la dolomie, le feldspar contiennent des concentrations différentes d'élément chimique. Comme il est précisé dans la suite du document, certaines méthodes d'évaluation des impacts dont l'approche CML indicateur ADP caractérisent à l'échelle de l'élément et non du minerai. Il y a donc lieu de se ramener à l'élément chimique. Toutefois, certaines ressources sont exploitées pour exploiter le minerai et non l'élément (par ex. le feldspar est extrait pour utiliser le feldspar et pas l'aluminium).

Hypothèses de classification des flux de consommation d'eau

Annexe 25. Hypothèses de classification des flux de consommation d'eau

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
56	Eau (Lac)	L	Water, lake	m^3
57	Eau (Mer)	L	Water, salt, ocean	m^3
58	Eau (Nappe phréatique)	L	Water, well, in ground	m^3
59	Eau (Non spécifiée)	L	Water, unspecified, natural origin	m^3
60	Eau (Rivière)	L	Water, river	m^3
61	Eau (réseau, potable) (1)	L		m^3
			Flux supprimés (2) (cf. fichier Excel)	

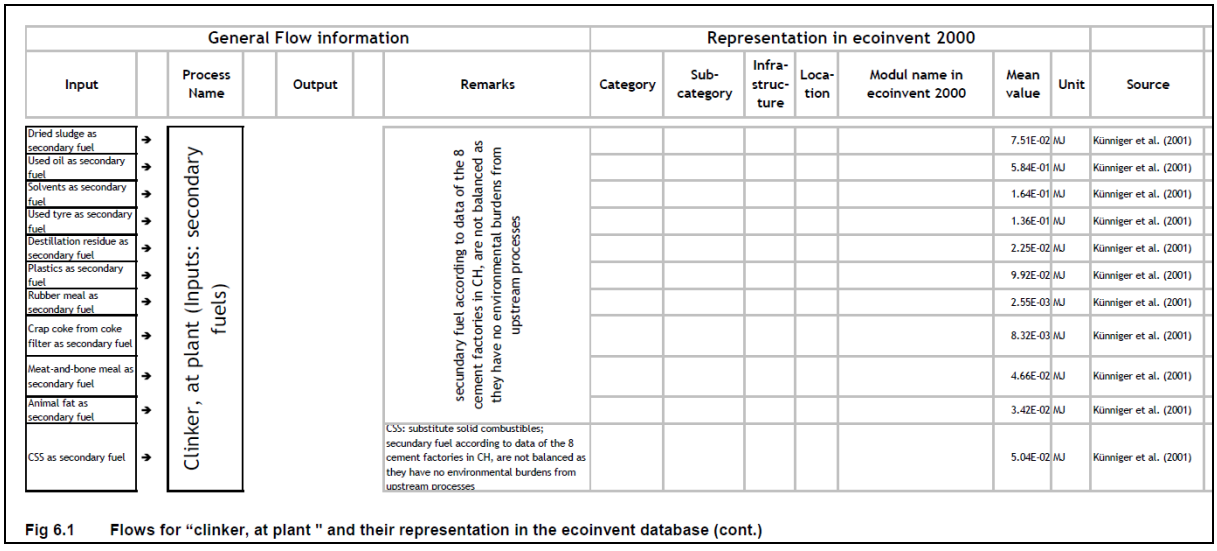
(1) Il s'agit d'un flux intermédiaire non remonté pris en compte dans la base de données DEAM et le logiciel d'ACV TEAM.
Complément : dans ce cas de figure, les impacts amont (fabrication de l'infrastructure) et aval (traitement de l'eau) ne sont pas pris en compte. L'aide à la décision peut en être affectée notamment si on souhaite valoriser une citerne de récupération d'eau de pluie locale situé sur la parcelle d'un bâtiment par rapport à un autre système d'approvisionnement d'eau. La restriction des frontières du système dans ce cas-là peut parfois être un frein à une valorisation d'équipements à moindre impacts.
(2) Parmi les flux non pris en compte, il y a l'eau de refroidissement (« water, cooling ») et l'utilisation de l'eau dans les turbines (« water, turbine use »). L'eau de refroidissement est en général beaucoup plus importante que l'eau consommée mais non polluée en sortie (autrement que par une élévation de température). Cette information supplémentaire permet d'améliorer l'interprétation des résultats d'ACV.

Hypothèses de classification des flux de consommation d'énergies et matières récupérées

Annexe 26. Hypothèses de classification des flux de consommation d'énergie et matières récupérées

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent (1)	Unité Ecoinvent
62	Energie récupérée issue d'un stock	MJ		
63	Matière récupérée issue d'un stock (acier)	kg		
64	Matière récupérée issue d'un stock (aluminium)	kg		
65	Matière récupérée issue d'un stock (métal non spécifié)	kg		
66	Matière récupérée issue d'un stock (papier carton)	kg		
67	Matière récupérée issue d'un stock (plastique)	kg		
68	Matière récupérée issue d'un stock (calcin)	kg		
69	Matière récupérée issue d'un stock (biomasse)	kg		
70	Matière récupérée issue d'un stock (minérale)	kg		
71	Matière récupérée issue d'un stock (non spécifié)	kg		

(1) Il n'existe pas de correspondance immédiate entre la nomenclature d'inventaire de la base Ecoinvent et celle de la base SLCA puisque les flux n°62 à 71 correspondent à des flux intermédiaires non remontés de l'inventaire de cycle de vie.



General Flow information					Representation in ecoinvent 2000							
Input		Process Name		Output	Remarks	Category	Sub-category	Infra-structure	Location	Modul name in ecoinvent 2000	Mean value	Unit	Source
Dried sludge as secondary fuel	→	Clinker, at plant (Inputs: secondary fuels)			secundary fuel according to data of the 8 cement factories in CH, are not balanced as they have no environmental burdens from upstream processes						7.51E-02	MJ	Künniger et al. (2001)
Used oil as secondary fuel	→										5.84E-01	MJ	Künniger et al. (2001)
Solvents as secondary fuel	→										1.64E-01	MJ	Künniger et al. (2001)
Used tyre as secondary fuel	→										1.36E-01	MJ	Künniger et al. (2001)
Destillation residue as secondary fuel	→										2.25E-02	MJ	Künniger et al. (2001)
Plastics as secondary fuel	→										9.92E-02	MJ	Künniger et al. (2001)
Rubber meal as secondary fuel	→										2.55E-03	MJ	Künniger et al. (2001)
Crap coke from coke filter as secondary fuel	→										8.32E-03	MJ	Künniger et al. (2001)
Meat-and-bone meal as secondary fuel	→										4.66E-02	MJ	Künniger et al. (2001)
Animal fat as secondary fuel	→										3.42E-02	MJ	Künniger et al. (2001)
CSS as secondary fuel	→				CSS: substitute solid combustibles; secundary fuel according to data of the 8 cement factories in CH, are not balanced as they have no environmental burdens from upstream processes						5.04E-02	MJ	Künniger et al. (2001)

Fig 6.1 Flows for "clinker, at plant " and their representation in the ecoinvent database (cont.)

Annexe 27. Capture d'écran du rapport Ecoinvent sur les énergies récupérées lors de la fabrication du clinker

<u>Avertissement</u> : Le flux F62 « Energie récupérée » doit ensuite être pris en compte dans la valeur totale de l'indicateur d'énergie primaire. Il comptabilise au côté de ces énergies récupérées les entrants énergétiques renouvelables et non renouvelables issue de matières premières vierges. La méthode de calcul de cet indicateur est présentée au 4.3.2.

Hypothèses de classification des flux d'émissions dans l'air

Avertissement : Les hypothèses simplificatrices présentées pour les catégories d'émissions dans l'air, l'eau et le sol ont été définies en 2009 préalablement à la consultation d'un expert participant aux travaux du CEN TC351 « Evaluation de l'émission de substances dangereuses ». En conséquence, certaines approximations existent dans cette classification support à la thèse. Toutefois, les différences entre cette classification et celle proposée à postériori (courant 2010) par un expert du CEN TC351 dans le cadre du document BP P01-010 d'amélioration de la norme NF P01-010 ont été identifiées et documentées à la fin de chaque tableau de classification. Elles permettent au lecteur de correctement interpréter les résultats présentés dans le mémoire de thèse.

Annexe 28. Hypothèses de classification des flux d'émissions dans l'air

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
72	Hydrocarbures non spécifiés excepté méthane (1)	g	Benzene Benzene, ethyl- m-Xylene o-Xylene Styrene Toluene Xylene Isoprene Terpenes Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated Butane Butene Ethane Heptane Hexane Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, cyclic Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified Pentane Propane Ethene Propene Ethyne Butadiene Cumene Cyclohexane Polychlorinated biphenyls Hydrocarbons, aromatic	kg
73	HAP non spécifiés	g	PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons Benzopyrene Acenaphthene (2)	kg
74	Méthane fossile (3)	g	Methane, fossil	kg
75	Composés	g	NMVOC, non-methane volatile organic compounds,	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
	organiques volatils [4]		Acetone Acetaldehyde Acrylic acid Formaldehyde Acrolein Methyl acrylate Dimethylamine Nitrobenzene Phenol Ethene, tetrachloro- Ethyl cellulose 2-Methyl-2-butene Butanol Diethyl ether 1,4-Butanediol 3-Methyl-1-butanol 4-Methyl-2-pentanone Acetonitrile Diethylene glycol Ethyl acetate Formic acid Furan Methyl ethyl ketone Methyl formate Propanol 2-Methyl-1-propanol 2-Propanol Butyrolactone Methyl borate Ethanol Methanol Aldehydes, unspecified Propanal Acetic acid Propionic acid Ethylene oxide Ethane thiol Ethylene diamine Ethylene glycol monoethyl ether	
76	Dioxyde de carbone fossile [3]	g	Carbon dioxide, fossil Carbon dioxide, land transformation	kg
77	Monoxyde de carbone fossile [3]	g	Carbon monoxide, fossil	kg
78	Oxydes d'azote	g	Nitrogen oxides Nitrate [5]	kg
79	Protoxyde d'azote	g	Dinitrogen monoxide	kg
80	Ammoniaque	g	Ammonia	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
81	Poussières non spécifiés	g	Particulates, <2,5 um Particulates, >10 um Particulates, >2,5 um and <10 um	kg
82	Dioxyde de soufre	g	Sulfur dioxide Sulfuric acid [5]	kg
83	Hydrogène sulfureux	g	Hydrogen sulphide Carbon disulfide	kg
84	Acide cyanhydrique	g	Cyanide	kg
85	Composés chlorés organiques en Cl * [6]	g	Benzene, hexachloro- Benzene, pentachloro- Phenol, pentachloro- Acetic acid, trifluoro- Ethene, chloro- Halogenated hydrocarbons, chlorinated Ethane, 1,2-dichloro- Chloroform Methane, tetrachloro-, R-10 Ethane, 1,1,2-trichloro- Methane, monochloro-, R-40 Ethene, trichloro- Monochloroethane	kg
86	Acide chlorhydrique	g	Hydrogen chloride	kg
87	Composés chlorés inorganiques en Cl * [7]	g	Chlorine Sodium chlorate Sodium hypochlorite Sodium perchlorate Phosphorus trichloride Potassium chloride	kg
88	Composés chlorés non specifies en Cl * [8]	g	Epichlorohydrin Trichlorosilane Chlorosilane, trimethyl-	kg
89	Composés fluorés organiques en F * [9]	g	Ethane, 1,1,1,2-tetrafluoro-, HFC-134a Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140 Ethane, 1,1,1-trifluoro-, HFC-143a Ethane, 1,1,2-trichloro-1,2,2-trifluoro-, CFC-113 Ethane, 1,1-dichloro-1-fluoro-, HCFC-141b Ethane, 1,1-difluoro-, HFC-152a Ethane, 1,2-dichloro-1,1,2,2-tetrafluoro-, CFC-114 Ethane, 1-chloro-1,1-difluoro-, HCFC-142b Ethane, 2,2-dichloro-1,1,1-trifluoro-, HCFC-123 Ethane, 2-chloro-1,1,1,2-tetrafluoro-, HCFC-124 Ethane, chloropentafluoro-, CFC-115 Ethane, hexafluoro-, HFC-116 Ethane, pentafluoro-, HFC-125 Methane, bromochlorodifluoro-, Halon 1211 Methane, bromotrifluoro-, Halon 1301	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
			Methane, chlorodifluoro-, HCFC-22 Methane, chloro-fluoro-, HCFC-31 Methane, chlorotrifluoro-, CFC-13 Methane, dichloro-, HCC-30 Methane, dichlorodifluoro-, CFC-12 Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21 Methane, difluoro-, HFC-32 Methane, tetrafluoro-, R-14 Methane, trichlorofluoro-, CFC-11 Methane, bromo-, Halon 1001	
90	Composés fluorés inorganiques en F * (10)	g	Boron carbide Boron trifluoride Silicon tetrafluoride Fluorine Fluosilicic acid Hydrogen fluoride Sulfur hexafluoride Nitrogen fluoride	kg
91	Composés halogénés non spécifiés * (11)	g	Bromine Iodine N-Bromoacetamide	kg
92	Composés fluorés non spécifiés en F * (12)	g		kg
93	Métaux non spécifiés (13)	g	Silver Barium Beryllium Molybdenum Thallium Aluminum Iron Platinum Titanium Tungsten Lanthanum Scandium Strontium Thorium Uranium Zirconium	Kg
94	Antimoine	g	Antinomy	kg
95	Arsenic	g	Arsenic Arsine Phosphine (15)	kg
96	Cadmium	g	Cadmium	kg
97	Chrome (14)	g	Chromium Chromium VI Sodium dichromate	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
98	Cobalt	g	Cobalt	kg
99	Cuivre	g	Copper	kg
100	Etain	g	Tin	kg
101	Manganèse	g	Manganese	kg
102	Mercure	g	Mercury	kg
103	Nickel	g	Nickel	kg
104	Plomb	g	Lead	kg
105	Sélénium	g	Selenium	kg
106	Tellure	g		kg
107	Zinc	g	Zinc	kg
108	Vanadium	g	Vanadium	kg
109	Silicium	g	Silicon	kg
			Flux supprimés (cf. fichier Excel)	

** Pour l'ensemble des flux élémentaires d'émissions dans l'air de la base Ecoinvent, les différents composés chimiques doivent être ramenés à l'élément chimique de référence (par ex. Cl = chlore, F= fluor). Ceci permet comme pour les flux de minerais de ressources d'être cohérent vis-à-vis de la prochaine étape de caractérisation des impacts.*

Avertissement pour l'interprétation des résultats de la base SLCA : l'ensemble des résultats (flux, indicateurs) présentées dans le mémoire de thèse ne prennent pas en compte les coefficients de conversion composés/élément contrairement à ce que préconise l'annexe A du BP P01-010.

(1) Le flux « hydrocarbures non spécifiés » a pour objectif le regroupement des différents flux élémentaires d'hydrocarbures de la base Ecoinvent. Toutefois, en raison de la possibilité de trouver une substance correspondant à la fois à un hydrocarbure et à la fois à un composé organique volatil, il est à noter que ce flux agrégé n°72 (de même que le flux n°75) est estimé avec un degré d'incertitude important.

(2) Le flux « Acénaphtène » a été agrégé par erreur dans le flux « hydrocarbures non spécifiés » et les résultats présentés dans le mémoire de thèse s'appuie sur cette erreur de classification par rapport à l'annexe A du document BP P01-010.

(3) Ce flux comprend uniquement la part fossile de l'émission (cf. tableau des flux additionnels pour trouver la part biomasse).

(4) Les Composés Organiques Volatils (COV) au sens habituel sont la somme des flux n°72 et n°75 de cet inventaire.

(5) Les flux « nitrate » et « sulfuric acid » respectivement classifiés dans les flux « Oxydes d'azote » et Dioxyde de soufre » ne sont pas identique d'un point de vue chimique avec les flux respectivement « nitrogen oxides » et « sulfur dioxide ».Toutefois, d'un point de vue ACV, il contribue également à certain impact comme par exemple l'acidification (cf. Annexe sur la caractérisation des flux d'inventaire de la base SLCA).

(6) 10 flux élémentaires sur 12 sont en commun avec la proposition de classification de l'annexe A du document BP P01-010 ; 2 flux ne sont pas présents dans la partie 10) de l'annexe A du BP P01-010 (en souligné dans le tableau ligne 85) et 4 flux du BP P01-010 ne se retrouvent pas dans le flux n°85 de l'inventaire.

Par ailleurs, le flux « Methane, monochloro-, R-40 » a été sommé par erreur dans le flux F75 (COV) dans les résultats présentés dans le mémoire de thèse.

(7) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°87 est en phase avec l'annexe A du BP P01-010

(8) Les flux élémentaires Ecoinvent agrégés pour le flux SLCA n°88 ne correspondent pas à l'annexe A du BP P01-010.

(9) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°89 est en phase avec l'annexe A du BP P01-010. Toutefois, 7 flux élémentaires ont été agrégés dans l'inventaire de la base SLCA en supplément (en souligné dans le tableau ligne 89) de ceux proposés dans l'annexe A du BP P01-010. Il est probable que la liste proposée dans le BP P01-010 ne soit pas exhaustive pour cette catégorie de flux. Pour cette catégorie, la classification présentée dans cette annexe semble donc la plus complète.

(10) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°90 est en phase avec l'annexe A du BP P01-010.

(11) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°91 est en phase avec l'annexe A du BP P01-010. Toutefois, trois flux supplémentaires sont répertoriés dans cette annexe : les AOX (Adsorbable Organic Halogens), Halogeneous Matter unspecified et méthane bromo. Ces trois flux ne sont cependant pas présents dans la catégorie des flux d'émissions dans l'air de la base Ecoinvent.

(12) Dans l'annexe A du BP P01-010 le flux « Fluorinated matter, unspecified » est pris en compte dans ce flux n°92. Il est probable que ce flux élémentaire soit inventorié dans le logiciel TEAM. En revanche, la base Ecoinvent ne possède pas ce flux, par conséquent cette ligne (n°92) est laissé vide.

(13) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°93 est en phase avec l'annexe A du BP P01-010. Seul l'acide borique n'a pas été quantifié ici.

(14) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°97 n'est pas en phase avec l'annexe A du BP P01-010. En effet, dans cette 1ère version de la base SLCA, les différentes spéciations du chrome n'ont pas été dissociés pour rester cohérent avec la proposition d'inventaire minimale de la norme NF P01-010. Toutefois, cette hypothèse entraîne un biais potentiel pour l'évaluation des impacts lié à la toxicité, le chrome hexavalent et le sodium dichromate étant beaucoup plus toxique que le chrome trivalent.
(15) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°95 est en phase avec l'annexe A du BP P01-010 à l'exception du flux « phosphine » qui a été agrégé ici contrairement aux recommandations de l'annexe A.

Hypothèses de classification des flux d'émissions dans l'eau

Annexe 29. Hypothèses de classification des flux d'émissions dans l'eau

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
110	DCO	g	COD, Chemical oxygen demand	kg
111	DBO5	g	BOD5, biological oxygen demand	kg
112	Matières en suspension (1)	g	Suspended solids, unspecified	kg
113	Cyanure	g	Cyanide	kg
114	AOX	g	AOX, Adsorbable organic halogen as Cl	kg
115	Hydrocarbures non spécifiés (2)	g	1,4-Butanediol 2-Methyl-1-propanol 2-Methyl-2-butene 2-Propanol 3-Methyl-1-butanol 4-Methyl-2-pentanol 4-Methyl-2-pentanone Acetaldehyde Acetic acid Acetone Benzal chloride Benzene Benzene, chloro- Benzene, ethyl- Benzyl alcohol Butanol Butene Butyl acetate Butyrolactone Diethylene glycol Diisobutyl ketone Dimethyl ether Dimethylamine Ethanol Ethene Ethyl acetate Ethylene diamine Ethylene glycol monoethyl ether Ethylene oxide Ethylene oxide	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
			Formaldehyde Glutaraldehyde Hexane Methanol Methyl acrylate Methyl amine Methyl borate Methyl formate Methyl pentane Monochloroethane m-Xylene Nitrobenzene o-Dichlorobenzene o-Xylene Phthalate, butyl-benzyl- Phthalate, dibutyl- Phthalate, dimethyl- Phthalate, dioctyl- Propene Propylene oxide Cyclohexane Hydrocarbons, aliphatic, alkanes, unspecified Hydrocarbons, aliphatic, unsaturated Hydrocarbons, aromatic Hydrocarbons, unspecified Phenol Styrene t-Butyl methyl ether Triethylene glycol Xylene Cumene	
116	Composés azotes en N * (3)	g	Nitrogen Nitrogen, organic bound Nitrate Nitrite Ammonium, ion Hydrazine	kg
117	Composés phosphorés en P*	g	Phosphate Phosphorous	kg
118	Composés fluorés organiques en F* (4)	g	Methane, dichloro-, HCC-30 Methane, dichlorofluoro-, HCFC-21 Methane, tetrachloro-, R-10 Ethane, 1,1,1-trichloro-, HCFC-140 Ethane, 1,2-dichloro- Ethane, hexachloro- Ethene, chloro- Ethene, tetrachloro- Ethene, trichloro-	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
119	Composés fluorés inorganiques en F *(4bis)	g	Fluoboric acid Fluoride Fluosilicic acid	kg
120	Composés fluorés non spécifiés en F	g		kg
121	Composés chlorés organiques en Cl	g	Chlorinated solvents, unspecified Chloroform	kg
122	Composés chlorés inorganiques en Cl	g	Chlorate Chloride Chlorine Chlorosilane, trimethyl- Sodium chlorate Hypochlorite Perchlorate, ion	kg
123	Composés chlorés non spécifiés en Cl * (5)	g		kg
124	HAP non spécifiés	g	PAH, polycyclic aromatic hydrocarbons Acenaphthene Acenaphtylene	kg
125	Métaux non spécifiés (6)	g	Molybdenum Cobalt Gold Magnesium Silver, ion Titanium, ion Tungsten Manganese Palladium Beryllium Cesium Calcium, ion Potassium, ion Sodium, ion Lithium, ion Rubidium Scandium Strontium	kg
126	Aluminium	g	Aluminium	kg
127	Arsenic	g	Arsenic	kg
128	Cadmium	g	Cadmium	kg
129	Chrome (7)	g	Chromium VI Chromium, ion Dichromate Trichlorosilane	kg
130	Cuivre	g	Copper, ion	kg
131	Etain	g	Tin, ion	kg
132	Fer	g	Iron, ion	kg
133	Mercure	g	Mercury	kg
134	Nickel	g	Nickel, ion	kg

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
135	Plomb	g	Lead	kg
136	Zinc	g	Zinc, ion	kg
137	Eau rejetée	g		kg
			Flux supprimés (cf. fichier Excel)	

** Pour l'ensemble des flux élémentaires d'émissions dans l'eau de la base Ecoinvent, les différents composés chimiques doivent être ramenés à l'élément chimique de référence (par ex. Cl = chlore, F= fluor). Ceci permet comme pour les flux de minerais de ressources d'être cohérent vis-à-vis de cet inventaire simplifié et de la prochaine étape de caractérisation des impacts.*

Avertissement pour l'interprétation des résultats de la base SLCA : l'ensemble des résultats (flux, indicateurs) présentées dans le mémoire de thèse ne prennent pas en compte les coefficients de conversion composés/élément contrairement à ce que préconise l'annexe A du BP P01-010.

(1) L'annexe A du BP P01-010 prend en compte les flux élémentaires suivants : « solids, inorganic » et « sulfur »

(2) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent vers le flux SLCA n°115 n'est pas en phase avec l'annexe A du BP P01-010. La nomenclature d'inventaire de SLCA agrège une cinquantaine de flux élémentaires supplémentaires comparativement à l'annexe A du BP01-010. Le flux SLCA n°115 intègre notamment le flux élémentaire « benzène » qui correspond à un hydrocarbure aromatique cancérigène d'après sa fiche de sécurité (http://www.fdslog.com/images/pagemaster/exemple-fds-FR.pdf).

Illustration de la problématique d'agrégation de flux élémentaire dont la toxicité diffère, cas du benzène : S'il est classé dans les hydrocarbures non spécifiés, son impact lié à la toxicité est minoré. En revanche, si ce flux est assimilé à des HAP, son impact est majoré. Dans le cas-présent, la première approche a été retenue. Toutefois, ce flux aurait du être classé dans la catégorie HAP (flux n°124) ce qui revient à légèrement surestimé l'impact potentiel de cette substance.

(3) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°116 n'est pas en phase avec l'annexe A du BP P01-010. Quatre flux ont été omis de l'inventaire SLCA. Ces quatre flux ont notamment été pris en compte au flux n°115 (hydrocarbures non spécifiés). Le flux agrégé n°116 est donc supposé relativement incertain.

(4) Ce flux n' pas été pris en compte dans l'annexe A du BP01-010. Il n'est donc pas possible de comparer les hypothèses de classification. Par ailleurs, les flux élémentaires reportés dans cette catégorie ont été reportés par erreur dans le flux n°115 d'Hydrocarbures non spécifiés dans les résultats servant au calcul de l'indicateur POE dans le mémoire de thèse.

(4bis) Ce flux n' pas été pris en compte dans l'annexe A du BP01-010. Il n'est donc pas possible de comparer les hypothèses de classification. Par ailleurs, les flux élémentaires reportés dans cette catégorie ont été reportés dans le flux n°120 de composés fluorés non spécifiés dans les résultats servant au calcul de l'indicateur POE dans le mémoire de thèse.

(5) Seuls 7 flux élémentaires correspondent avec le tableau de l'annexe A du BP P01-010. Au total, 14 flux élémentaires sont absents de ce flux agrégé n°123 dans la base SLCA. Les flux agrégés ont été séparés en deux : inorganiques et organiques. Les résultats de thèse ne caractérisent pas ces flux dans l'indicateur Pollution de l'eau.

(6) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°125 est partiellement en phase avec l'annexe A du BP P01-010. 13 flux élémentaires correspondent tandis que 2 sont présents en supplément dans l'annexe A du BP P01-010 et 5 en supplément dans la base SLCA. Parmi ces 10 flux élémentaires agrégés dans ce flux n°125, certains ont été dissociés dans l'annexe A (par exemple, le molybdène).

(7) L'agrégation des flux élémentaires Ecoinvent du flux SLCA n°129 n'est pas en phase avec l'annexe A du BP P01-010. En effet, dans cette 1ère version de la base SLCA, les différentes spéciations du chrome n'ont pas été dissociés pour rester cohérent avec la proposition d'inventaire minimale de la norme NF P01-010. Toutefois, cette hypothèse entraîne un biais potentiel pour l'évaluation des impacts lié à la toxicité, le chrome hexavalent étant par exemple beaucoup plus toxique que le chrome trivalent.

(8) La règle d'inclusion des flux d'émissions dans l'eau s'est exclusivement appuyé sur la recommandation minimale de la norme NF P01-010. Toutefois, au cours de l'avancement de ce projet de recherche (2007-2010), un expert participant au groupe de travail CEN TC351 « Evaluation de l'émission de substances dangereuses » a formulé des propositions d'améliorations de cette catégorie de l'inventaire de cycle de vie de la base SLCA. Ainsi, une nomenclature de flux additionnels a été rajoutée de même qu'une réorganisation des catégories pour les métaux lourds en fonction de l'objectif de l'étude. Les nouvelles classifications des flux d'émissions dans l'eau sont consultables dans le document BP P01-010 de clarification de la norme NF P01-010. Pour une discussion des limites de cet inventaire simplifié de la base SLCA cf. chapitre 3

Hypothèses de classification des flux d'émissions dans le sol

Annexe 30. Hypothèses de classification des flux d'émissions dans le sol

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
138	Arsenic	g	Arsenic	kg
139	Biocides (1)	g	Atrazine (…) and 209 other elementary flows	kg
140	Cadmium	g	Cadmium	kg
141	Chrome (2)	g	Chromium Chromium VI	kg
142	Cuivre	g	Copper	kg
143	Etain	g	Tin	kg
144	Fer	g	Iron	kg
145	Plomb	g	Lead	kg
146	Mercure	g	Mercury	kg
147	Nickel	g	Nickel	kg
148	Zinc	g	Zinc	kg
149	Métaux lourds (3)	g	Cobalt Molybdenum Selenium Aluminium	kg
			Flux supprimés (4) (cf. fichier Excel)	

(1) Détermination des biocides à partir de : http://www.alanwood.net/pesticides/index_rn_frame.html
(2) Le flux « chrome et ses composés » n'a pas été différencié en fonction de sa spéciation (Cr III moins toxique que Cr VI par exemple). C'est la principale limite de ce modèle d'inventaire de cycle de vie simplifié. Dans une prochaine mise à jour de la base SLCA, il y aurait lieu de séparer les flux élémentaires dont l'impact environnemental diffère.
(3) Ce flux « métaux lourds » est introduit au côté d'autres flux de métaux lourds dissocié par substance. Là-encore la nomenclature actuelle de la base SLCA n'est pas toujours cohérente pour la catégorie de flux d'émissions dans le sol
(4) La règle d'inclusion des flux d'émissions dans le sol s'est exclusivement appuyé sur la recommandation minimale de la norme NF P01-010. Toutefois, au cours de l'avancement de ce projet de recherche (2007-2010), un expert participant au groupe de travail CEN TC351 « Evaluation de l'émission de substances dangereuses » a formulé des propositions d'améliorations de cette catégorie de l'inventaire de cycle de vie de la base SLCA. Ainsi, une nomenclature de flux additionnels a été rajoutée de même qu'une réorganisation des catégories pour les métaux lourds en fonction de l'objectif de l'étude. Les nouvelles classifications des flux d'émissions dans le sol sont consultables dans le document BP P01-010 de clarification de la norme NF P01-010. Pour une discussion des limites de cet inventaire simplifié de la base SLCA cf. chapitre 3

Hypothèses de classification des flux de déchets valorisés

Annexe 31. Hypothèses de classification des flux de déchets valorisés

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent (1)	Unité Ecoinvent
150	Energie récupérée mise en stock	MJ		
151	Matière récupérée mise en stock (acier)	kg		
152	Matière récupérée mise en stock (aluminium)	kg		
153	Matière récupérée mise en stock (métal non spécifié)	kg		
154	Matière récupérée mise en stock (papier carton)	kg		
155	Matière récupérée mise en stock (plastique)	kg		
156	Matière récupérée mise en stock (calcin)	kg		
157	Matière récupérée mise en stock (biomasse)	kg		
158	Matière récupérée mise en stock (minérale)	kg		
159	Matière récupérée mise en stock (non spécifiée)	kg		

(1) Il n'existe pas de correspondance immédiate entre la nomenclature d'inventaire de la base Ecoinvent et celle de la base SLCA puisque les flux n°150 à 159 correspondent à des flux intermédiaires non remontés de l'inventaire de cycle de vie. Toutefois, les flux intermédiaires pour chaque module de données Ecoinvent sont en principe reportés dans les rapports méthodologiques Ecoinvent (sauf si l'information est non disponible ou confidentielle).

Hypothèses de classification des flux de déchets éliminés

Annexe 32. Hypothèses de classification des flux de déchets éliminés

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent	Coefficient de correspondance
160	Déchets dangereux	kg	Transformation to dump site, sanitary landfill (1)	m^2	20000 kg/m^2
			Volume occupied, underground deposit (2)	m^3	1600 kg/m^3
161	Déchets non dangereux	kg	Transformation to dump site, slag compartment (3)	m^2	22500 kg/m^2
			Transformation to dump site, residual material landfill (4)		16000 kg/m^2
			Transformation to dump site (5)		20000 kg/m^2
162	Déchets inertes	kg	Transformation to dump site, inert material landfill	m^2	22500 kg/m^2
163	Déchets radioactifs	kg	Volume occupied, final repository for radioactive waste (6)	m^3	5400 kg/m^3
			Volume occupied, final repository for low-activity radioactive waste (7)		2500 kg/m^3
			Flux supprimés (8) (cf. fichier Excel)		

(1) Flux de déchets mis en décharge sanitaire. Cette hypothèse de classification est majorante dans la mesure où les décharges sanitaires suisses accueillent tous types de déchets dont les déchets dangereux. A titre d'exemple, en 2000, 93000 tonnes de matériaux inertes ont été stockés dans ce type de décharge contre 162000 tonnes approximativement de déchets dangereux (http://www.bafu.admin.ch/ retrouvée à partir de rapport Ecoinvent n°13 partie III Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services (Doka, 2007).
(2) Flux de déchets dangereux stockés en souterrain, dans des mines de sels. Le coefficient de correspondance entre le flux Ecoinvent de transformation de sol et le flux de déchets de l'inventaire se base sur le rapport Ecoinvent n°13 partie III Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services page 81 (Doka, 2007).
(3) Le flux « Transformation to dump site, slag compartment » fait référence à une occupation de sol liée aux déchets ferreux (scorie). Les décharges « slag compartment » n'existent pas en tant que telle mais font parties des décharges sanitaires. A titre d'illustration, 624582 tonnes de scories en provenance d'incinérateurs municipaux de déchets solides ont été traités en 2000 dans le compartiment « slag » des décharges sanitaires. La situation suisse considère une mise en décharge totale de ces déchets tandis que des possibilités de recyclage existent pour la Suisse (www.admin.ch/ch/d/sr/8/814.600.de.pdf retrouvée à partir de rapport Ecoinvent n°13 partie III Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services (Doka, 2007).
(4) D'après le rapport Ecoinvent n°13 partie III Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services page 11 (Doka, 2007), la plupart des matériaux résiduels mis en décharge sont principalement des cendres de filtres des incinérateurs municipaux de déchets. Ils sont supposés correspondre à des déchets non dangereux au sens de la classification européenne des déchets reprise dans la norme NF P01-010.Toutefois, une consultation d'un expert en gestion des déchets a contredit ce choix : ils devraient être classé dans les déchets dangereux (Jayr, 2010).
(5) Le type de décharge « dump site » générale n'est pas présentée dans le rapport Ecoinvent n°13 partie III Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services (Doka, 2007). L'auteur de ce rapport précise que ce type de décharge est documenté dans le rapport du projet Ecoinvent 2000 (précédent rapport) et que le coefficient de conversion des décharges sanitaires a été adopté ici.
(6) Dans la version de la base SLCA utilisée dans le mémoire de thèse, une masse volumique égale à 5000 kg/m^3 a été prise en compte dans les calculs ce qui ne correspond pas exactement à la masse volumique utilisée dans la méthode EDIP et présentée au tableau ci-dessus. L'incertitude associée à cette approximation est de l'ordre de 8% sur le coefficient.
(7) Dans la version de la base SLCA utilisée dans le mémoire de thèse, une masse volumique égale à 2900 kg/m^3 a été prise en compte dans les calculs ce qui ne correspond pas exactement à la masse volumique utilisée dans la méthode EDIP et présentée au tableau ci-dessus. L'incertitude associée à cette approximation est de l'ordre de 16% sur le coefficient.
(8) Le flux Transformation to dump site, benthos correspondant aux déchets mis en décharge offshore dans l'océan est supposé extrêmement faible pour le secteur de la construction. Il n'a donc pas été pris en compte.

Hypothèses de classification des flux additionnels à la nomenclature minimale de la norme NF P01-010

Annexe 33. Hypothèses de classification des flux additionnels de la base SLCA par rapport à l'inventaire minimal de la norme NF P01-010

N°	Terminologie SLCA	Unité SLCA	Terminologie Ecoinvent	Unité Ecoinvent
164	Dioxines	g	Dioxins, measured as 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin	kg
165	Dioxyde de carbone fixé par la biomasse	g	Carbon dioxide, resource in air (1)	kg
166	Méthane biogénique	g	Methane, biogenic (2)	kg
167	Dioxyde de carbone biogénique	g	Carbon dioxide, biogenic (2)	kg
168	Monoxyde de carbone biogénique	g	Carbon monoxide, biogenic (2)	kg

(1) Ce flux correspond à la masse de dioxyde de carbone stocké lors de la photosynthèse de produits à base de biomasse (par exemple : bois) dans le système de produits à l'étude. Il est considéré comme une émission « négative » dans la base de données SLCA.
(2) Flux d'émissions lié à la biomasse. Par exemple, la re-émission du dioxyde de carbone stocké dans une poutre en bois en fin de vie dans un incinérateur rentre dans cette catégorie.

Nomenclature des données ACV intégrées dans la base de données SLCA

Choix des bases de données ACV pour la collecte des inventaires de cycle de vie

Différentes bases de données ont été utilisées pour la collecte de données ACV dont la base Ecoinvent, la base DEAM, la base ELCD, la base INIES et la base ATILH. Dans un premier temps, l'ensemble des inventaires de cycle de vie des FDES de la base INIES à fin 2009 ont été numérisées ce qui porte à 400 le nombre de FDES utilisées. Ces données sont actuellement utilisées par l'outil ELODIE. Pour les données ACV sur les matériaux (Ecoinvent), elles ont été sélectionnées en se basant sur les modules de données ACV qu'utilise le logiciel EQUER. Ces données représentent 123 matériaux. Des modules ACV sur les procédés de transport, d'énergie et de traitements des déchets ont également été collectés. Ils correspondent également à ceux intégrés dans le logiciel EQUER. Dans un deuxième temps, des données supplémentaires sur les procédés énergétiques ont été ajoutées à partir du fascicule Energie-Transport (FD P01-015). Il s'agit de données en réalité issue de la base de données DEAM qui servent de données conventionnelles « guide » pour la réalisation des FDES. Dans un troisième temps, des données supplémentaires ont été prises en compte en lien avec la publication des inventaires de cycle de vie de l'Association Technique des Industries des Liants Hydrauliques (ATILH). Enfin, un dernier jeu de données a été intégré pour les besoins des études de cas de bâtiments pilotes (module ACV matériau, scénario de fin de vie non présent au démarrage des études de cas ACV bâtiment dans la base SLCA).

Nombre total de données ACV intégrées à la base SLCA (à fin 2010)

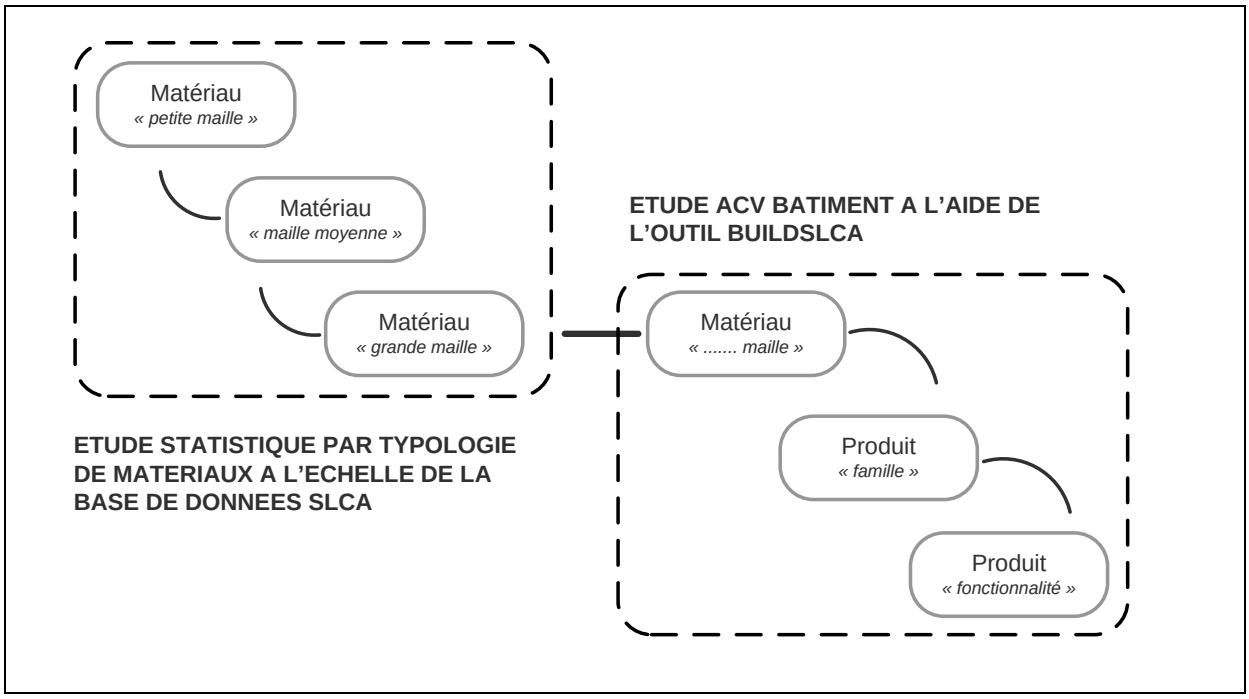
L'annexe 34 présente le nombre total de module ACV intégrés à SLCA. Ils sont stockés dans les parties SLCA-m, SLCA-p et SLCA-process de la base complète SLCA.

Annexe 34. Nombre total de données ACV intégrées à la base SLCA

	Base Ecoinvent	Base INIES	FD P01-015 Base DEAM	Base ELCD	Base ATILH	SimaPro / TEAM
Matériaux	108				10	
Combinaison de matériaux	16					
Produits de construction		400				
Equipements techniques	26					
Procédés de transport	10		4			
Procédés de mise à disposition et de traitement de l'eau potable	2					
Procédés énergétiques (chauffage, mix électrique)	12		17			
Procédés de fin de vie (décharge, incinération)	46			1		
Procédés de déconstruction et de fin de vie (recyclage, décharge, incinération)	50					
TOTAL de données ACV	**270**	**400**	**21**	**1**	**10**	**0**

Un document séparé présente le nom des 700 modules de données ACV intégrés à la base SLCA (Lasvaux, 2011a).

Choix d'une nomenclature pour les données ACV des bases SLCA-m, SLCA-p



Annexe 35. Classification des données ACV sur les matériaux et produits de construction dans SLCA

Nomenclature par type de matériaux pour les données ACV des bases SLCA-m et SLCA-p

Les annexes 36, 37 et 38 présentent le nombre de données ACV pour les différentes typologies de matériaux.

Annexe 36. Nomenclature des données ACV par type de matériau « petite maille »

Nomenclature « petite maille »	Nombre de données ACV Ecoinvent (Base SLCA-m)	Nombre de données FDES (Base SLCA-p)
Acier	11	7
Aluminium	6	0
Ardoise	0	3
Autres	6	0
Béton	5	4
Béton armé	0	13
Béton précontraint	0	4
Béton cellulaire	1	5
Bitume	2	16

Nomenclature « petite maille »	Nombre de données ACV Ecoinvent (Base SLCA-m)	Nombre de données FDES (Base SLCA-p)
Bois lamellé-collé	2	1
Bois massif	10	3
Bois panneaux	4	21
Ciment	9	0
Colle	0	21
Coton	0	3
Cuivre	2	2
Elastomère	3	1
Fibres	2	0
Fibres-ciment	2	7
Fonte	1	1
Laine de bois	1	1
Laine de chanvre	0	1
Laine de verre	1	90
Laine de roche	1	45
Linoléum	0	2
Minéraux construction	10	0
Mortier de ciment	5	4
Mortier-colle	1	16
Papier	4	0
Peinture	4	10
Perlite	0	7
Pierre naturelle	0	3
Plâtre	4	49
Plomb	1	0
Plume de canard	0	5
Polyamide	0	2
Polycarbonate	2	0
Polyester	2	0
Polyéthylène	3	4
Polystyrène	3	20
Polyuréthane	3	27
PVC	4	17
Résine époxy	0	5
Silicone	0	1
Terre cuite	2	5
Textile	0	3
Vernis	0	4
Verre	10	2
Verre-bois	1	8
Verre-aluminium	2	2
Verre-PVC	2	1
Zinc	1	2
TOTAL des données ACV	**133**	**448**

Annexe 37. Nomenclature des données ACV par type de matériau « maille moyenne »

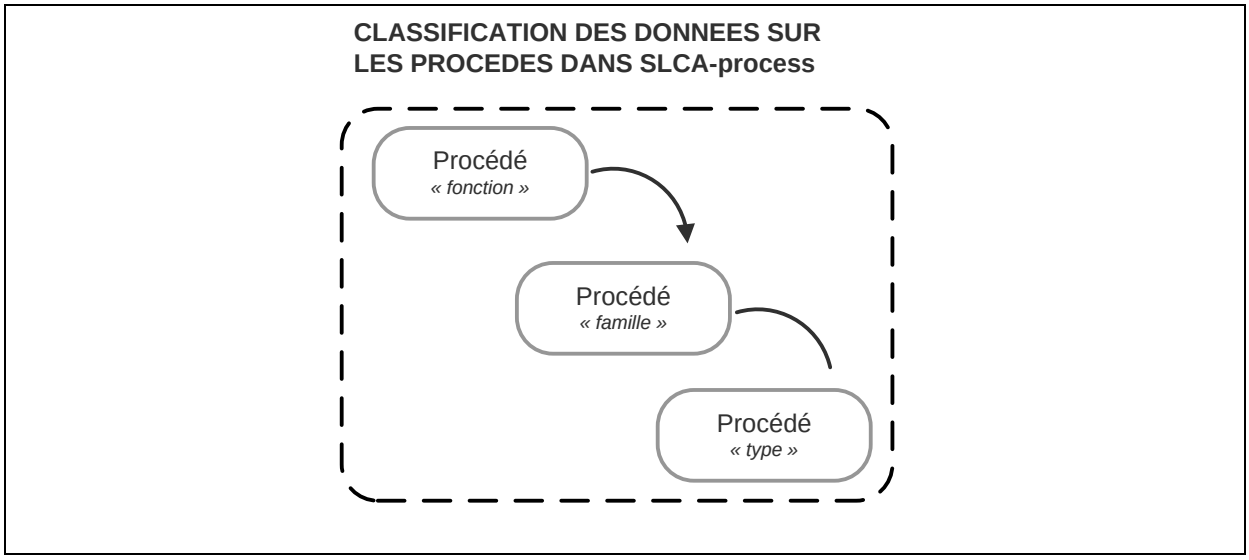
Nomenclature « maille moyenne »	Nombre de données ACV Ecoinvent (Base SLCA-m)	Nombre de données FDES (Base SLCA-p)
Autres	11	73
Béton	6	26
Bitume	2	16
Bois	18	25
Céramique / Terre cuite	2	5
Ciment / Mortier	15	20
Fibres	2	7
Gypse	4	49
Laine de bois	1	1
Laine minérale	2	135
Métaux ferreux	12	15
Métaux non ferreux	10	4
Minéraux construction	10	6
Papier	4	0
Peinture / Vernis / Colle	4	30
Plastique	19	23
Verre	5	2
Verre-bois	2	8
Verre-métal	2	2
Verre-PVC	2	1
TOTAL de données ACV	**133**	**448**

Annexe 38. Nomenclature des données ACV par type de matériau « grande maille »

Nomenclature « grande maille »	Nombre de données ACV Ecoinvent (Base SLCA-m)	Nombre de données FDES (Base SLCA-p)
... à base cimentaire	23	37
...à base biomasse	25	26
...à base métallique	23	9
...à base fibres et laines	5	157
...à base polymères	28	99
...à base plâtre	4	50
...à base céramique et verre	10	15
... autre base	15	17
TOTAL de données ACV	**133**	**410***

** 38 données n'ont pas été incluses*

Choix d'une nomenclature pour les données ACV de la base SLCA-process



Annexe 39. Classification des données ACV sur les procédés dans SLCA

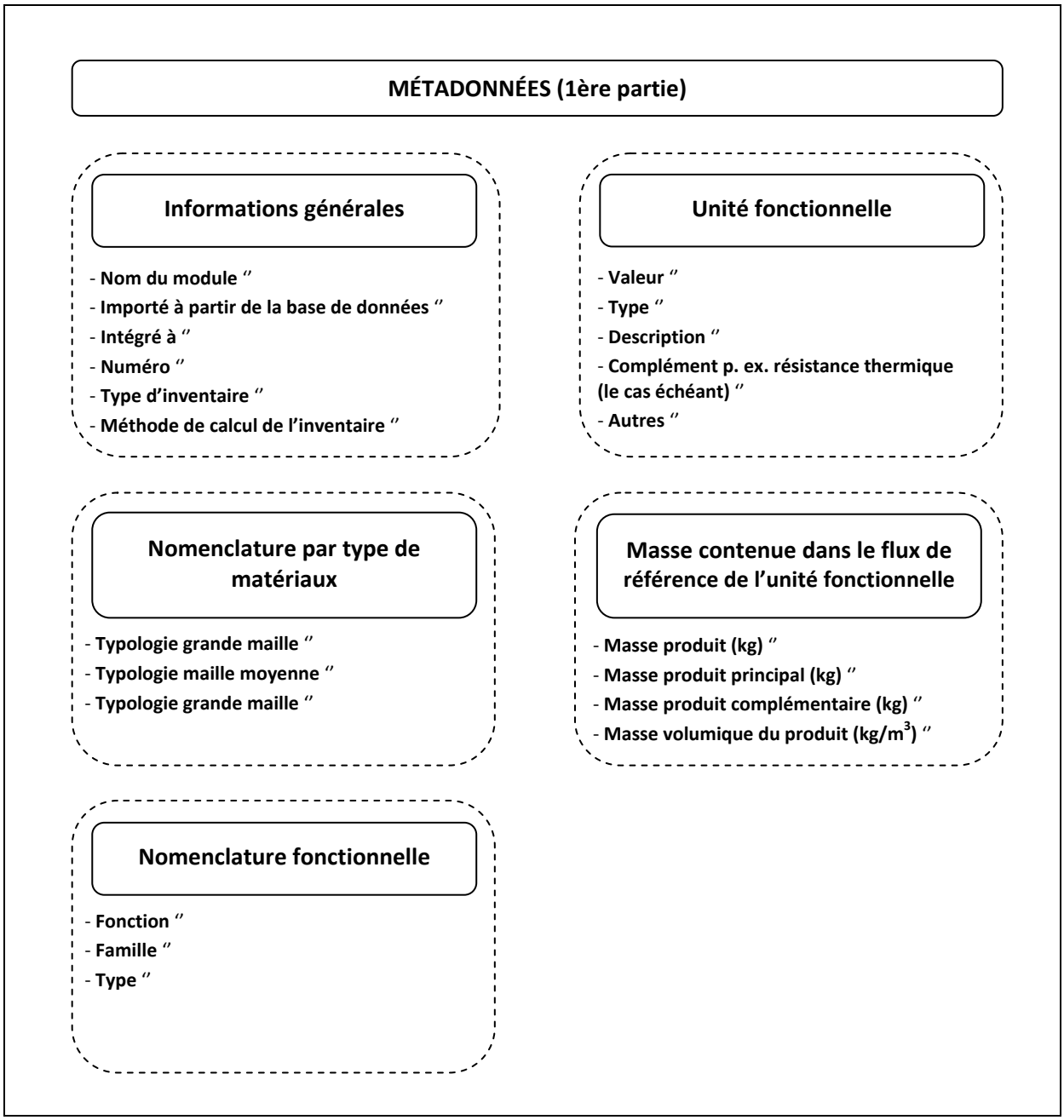
Nomenclature des métadonnées pour chaque module ACV de la base SLCA

Nomenclature des métadonnées pour chaque module ACV des bases SLCA-m et SLCA-p

La nomenclature des métadonnées est générale à tout module de données des bases SLCA-m et SLCA-p. Elle a pour objectif au côté des données d'inventaire de cycle de vie de fournir des éléments de description et d'interprétation de cet inventaire. En effet, l'hypothèse forte de la base SLCA de regrouper différentes données ACV, pas toujours calculées de la même manière, nécessite d'expliciter par exemple les choix méthodologiques retenus, les hypothèses sur les données etc.

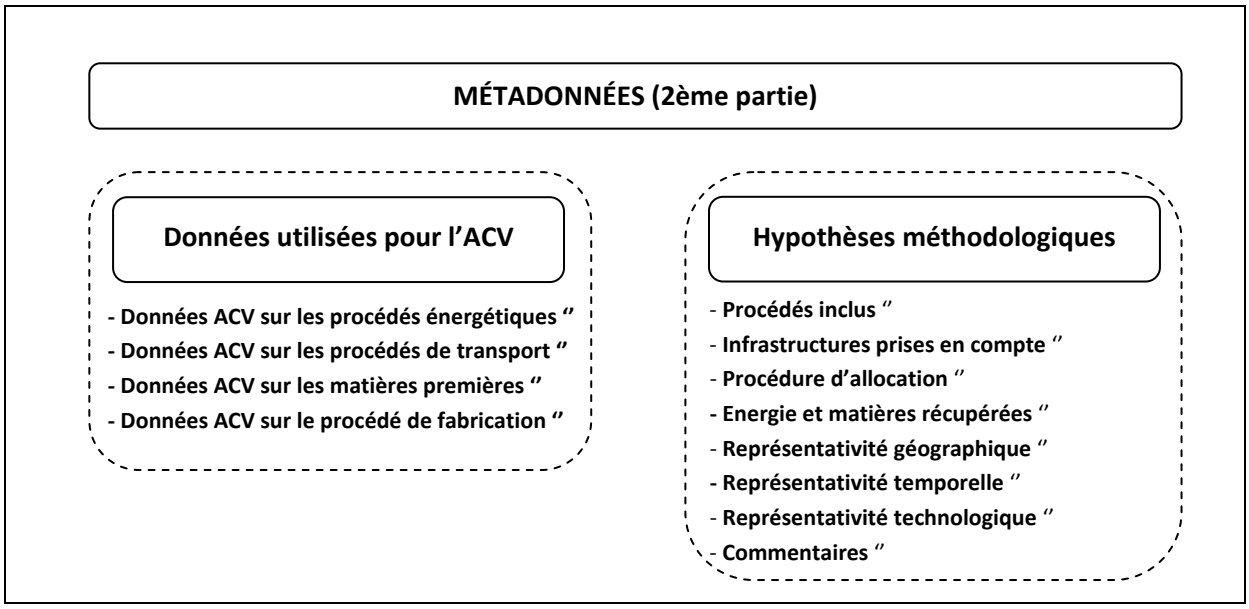
La nomenclature des métadonnées est décomposée en trois parties. L'annexe 40 présente la première partie de la nomenclature des métadonnées (I). Elle donne des informations générales sur la donnée ACV, l'unité fonctionnelle (ou flux de référence) ayant servi à calculer l'inventaire, la masse contenue dans l'unité fonctionnelle et enfin la nomenclature fonctionnelle et par type de matériaux.

L'annexe 40 présente la première partie de la nomenclature des métadonnées (I). Le champ « Informations générales » donne le nom du module, la base de données ACV utilisée pour l'importation du module, dans quelle partie de la base SLCA il est intégré, le numéro de la donnée (par exemple Eco_132 ou INIES_386...), le type d'inventaire (par exemple production, cycle de vie complet) et enfin la méthode de détermination de l'inventaire de cycle de vie (approche matricielle, itérative, par diagramme de procédé). Le champ « Unité fonctionnelle » donne la valeur et le type d'unité fonctionnelle (ou flux de référence) retenue pour le calcul de l'inventaire, sa description ainsi que des informations complémentaires (résistance thermique des matériaux). Par exemple il peut s'agir d'1 kg de matériau, 1 m^2 de produit de revêtement. Le champ « Masse contenue dans l'UF » donne les différentes masses de produit, produit principal, et produit complémentaire et divers (emballages etc.) contenue dans l'unité fonctionnelle. Ce type d'information permet notamment d'adapter l'unité fonctionnelle au besoin de l'étude. Par exemple, les données sur les FDES sont exprimées en majorité par m^2 de produit. La connaissance de cette masse permet de se ramener le cas échéant au kg de produit notamment si l'objectif de l'étude est la comparaison de données produit (base SLCA-p) et matériaux (base SLCA-m) qui sont déjà exprimées par kilogramme d'unité fonctionnelle. Le champ « Nomenclature matériaux » se réfère à la nomenclature par typologie de matériaux. Le champ « Nomenclature fonctionnelle » se réfère à la nomenclature utilisée dans les études de cas de bâtiment.

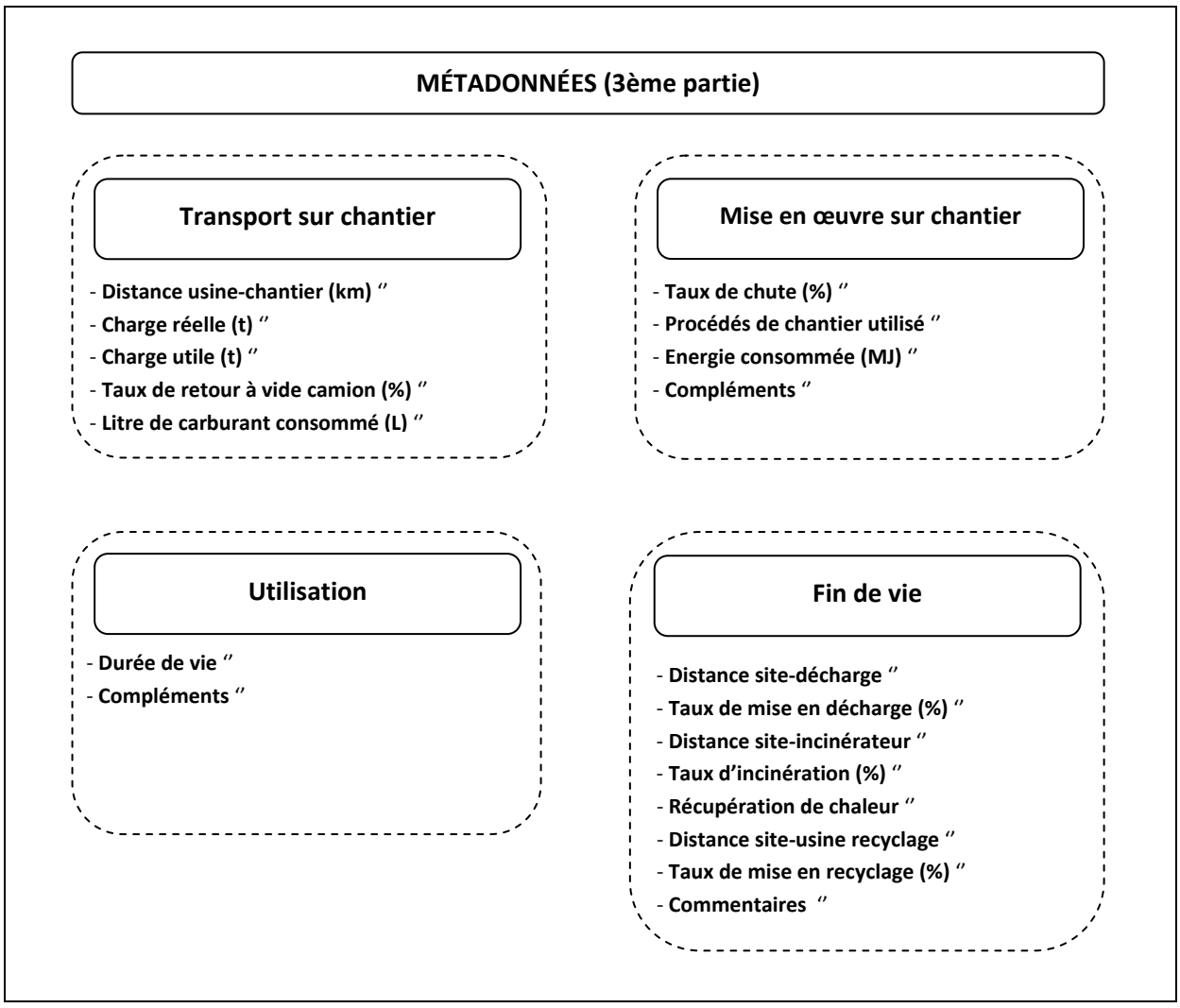


Annexe 40. Nomenclature des métadonnées (I)

L'annexe 41 présente la deuxième partie de la nomenclature des métadonnées (II). Ces métadonnées (II), présentées au côté de l'inventaire des émissions et des extractions, donnent des informations ACV essentielles pour l'interprétation de données ACV en provenance de bases de données différentes. Elles correspondent, dans la base de données SLCA, à une partie des métadonnées prises en compte dans la base Ecoinvent. Le champ « Données énergétiques et non ICV » précise la source des données énergétiques et transport, systématiquement utilisées dans l'ACV des matériaux et produits de construction. Il permet de montrer que les données énergie et transport utilisées pour la réalisation des FDES sont calculées à l'aide du fascicule FD P01-015 tandis que les données Ecoinvent s'appuie sur les rapports Ecoinvent n°5 et n°14 (AFNOR, 2005; Dones et al, 2007; Spielmann et al, 2007). De même, les données non-ICV sont précisées. Elles permettent de savoir d'où proviennent les données sur le fonctionnement du procédé de fabrication (consommation et émissions). Ces données peuvent provenir de la littérature existante, d'une moyenne estimée de plusieurs de sites de production ou d'une mesure des émissions de l'usine de fabrication. Elle permet notamment de voir que les données FDES sont fournies par les industriels tandis que les données de la base Ecoinvent s'appuient parfois sur des données de la littérature. La partie « Hypothèses méthodologiques » fournit des renseignements complémentaires relatifs aux procédés inclus dans le système de produits, à la prise en compte des infrastructures de production, à la méthode d'allocation retenue, aux énergies et matières récupérées, à la représentativité géographique et technologique des données. Ainsi, l'utilisateur est informé des règles de coupures ayant servi à définir le système de produits. De même, les données FDES sont par exemple calculées à l'aide de la méthode des stocks pour allouer les impacts lié au recyclage des matériaux. Avec le champ « méthode d'allocation retenue », l'utilisateur est au courant qu'une partie des impacts des matières récupérées n'a pas été pris en compte conformément aux principes de cette méthode d'allocation. De même, une donnée de la base Ecoinvent n'est pas toujours adaptée et/ou représentative du contexte français. Avec le champ « représentativité géographique », l'utilisateur de la base SLCA est informé que la donnée est, par exemple valable, pour la Suisse uniquement ou extrapolable à l'Europe. Une procédure de contextualisation a été mise en œuvre pour les études de cas. Enfin le champ «représentativité technologique » donne des informations relatives aux procédés de fabrication (Est-ce qu'il s'agit d'un procédé existant depuis plusieurs années, d'un nouveau procédé etc.). Ces informations sont surtout utiles pour l'interprétation des résultats comparatifs entre les données des bases SLCA-m et SLCA-p pour l'inventaire de production. Il serait par ailleurs utile de préciser l'existence d'une revue critique. Cet aspect est du reste pris en compte dans la nomenclature de la base INIES ou de la base Ecoinvent.



Annexe 41. Nomenclature des métadonnées (II)



Annexe 42. Nomenclature des métadonnées (III)

L'annexe 42 présente la dernière partie de la nomenclature des métadonnées (III). Elle concerne les paramètres pour la modélisation du cycle de vie complet des matériaux et des produits. Pour cela, quatre champs sont définis. Le champ « Phase additionnelle transport » renseigne les paramètres utiles pour évaluer l'impact environnemental du transport entre l'usine et le chantier. La distance de transport, la charge réelle, utile, le taux de retour à vide et la consommation de carburant sont à chaque fois précisée. Le champ « Phase additionnelle chantier » renseigne les paramètres utiles pour évaluer l'impact environnemental de la mise en œuvre sur chantier des matériaux et produits de construction. Le taux de chute (en %) ainsi que les éventuels procédés de chantier utilisés (engins...) et énergie consommée sont précisés. Le champ « Phase additionnelle utilisation » renseigne les paramètres pour évaluer l'impact environnemental durant la vie en œuvre (utilisation) du bâtiment. A ce jour, seule la durée de vie des produits de construction (données FDES) est renseignée dans la base. Pour les données matériaux, la durée de vie est à renseigner lors des études de cas de bâtiments (il semble plus pertinent de définir une durée de vie par fonctionnalité que par matériau). Le champ « Phase additionnelle fin de vie » renseigne les paramètres pour évaluer l'impact environnemental de la fin de vie des matériaux et des produits. Il s'agit de la distance de transport vers un site de fin de vie et le taux d'envoi vers ce site. Trois scénarios existent à ce jour : mise en décharge, envoi vers un incinérateur de déchets (incinération avec récupération de chaleur), envoi vers un centre de recyclage. Pour chacun des scénarios, un taux moyen peut être renseigné. Enfin, le champ « commentaire » permet de fournir des éléments supplémentaires sur la fin de vie du produit. Une dernière partie de la nomenclature des métadonnées pourrait concerner l'évaluation de la qualité des données d'inventaire. Cet aspect est discuté dans la partie 3.7.2. Toutefois, aucune méthode d'évaluation n'a été intégrée dans la version 1.0 de SLCA. Il n'y a donc pas encore de nomenclature spécifique.

Nomenclature des métadonnées pour chaque module ACV des bases SLCA-process

Cette nomenclature est identique à la partie métadonnées (I) et (II) à l'exception de la nomenclature matériaux.

Liste d'indicateurs de flux d'inventaire de cycle de vie de la base Ecoinvent version 2.0

SubCategory		Name	Location	Unit	Used in ecoinvent report
resource		land occupation	GLO	m^2a	all
resource		water	GLO	m^3	No. 6 VIII
resource		carbon, biogenic, fixed	GLO	kg	No. 17
air	x	carbon monoxide	GLO	kg	No. 11 II
air		CO_2, fossil	GLO	kg	all
air	x	lead	GLO	kg	No. 6 VI
air	x	methane	GLO	kg	No. 6 IV
air	x	N_20	GLO	kg	No. 6 VI
air	x	nitrogen oxides	GLO	kg	all
air		NMVOC	GLO	kg	all
air	x	particulates, <2.5 µm	GLO	kg	all
air	x	particulates, >2.5 µm and <10 µm	GLO	kg	No. 6 VI
air	x	particulates >10 µm	GLO	kg	No. 6 VI
air		particulates	GLO	kg	No. 11 II
air	x	sulphur dioxide	GLO	kg	all
air	x	zinc	GLO	kg	No. 6 VI
air, radioactive		radon (+ radium)	GLO	kBq	No. 6 VII
air, radioactive		noble gas	GLO	kBq	No. 6 VII
air, radioactive		aerosole	GLO	kBq	No. 6 VII
air, radioactive		actinides	GLO	kBq	No. 6 VII
soil	x	cadmium	GLO	kg	all
water	x	BOD	GLO	kg	all
water, radioactive	x	radium	GLO	kBq	No. 6 VII
water, radioactive	x	tritium	GLO	kBq	No. 6 VII
water, radioactive		nuclides	GLO	kBq	No. 6 VII
water, radioactive		actinides	GLO	kBq	No. 6 VII
total		oils, unspecified	GLO	kg	No. 6 IV
total		heat, waste	GLO	MJ	No. 6 VII

Annexe 43. Liste d'indicateurs de flux d'inventaire de cycle de vie de la base Ecoinvent version 2.0

ANNEXES DU CHAPITRE 4

Facteurs de caractérisation des flux de consommation de ressources énergétiques

Annexe 44. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP part énergétique

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	ADP	Taux d'extraction	Réserves ultimes
			kg eq-Sb	$kg.an^{-1}$	kg
1	Bois	kg			
2	Charbon* (2)	kg	1.34E-02	3.03E+14	4.72E+20 (6)
3	Lignite* (3)	kg	6.71E-03	3.03E+14	4.72E+20 (6)
4	Gaz naturel* (4)	kg	2.34E-02	3.03E+14	4.72E+20 (6)
5	Pétrole *(5)	kg	2.01E-02	3.03E+14	4.72E+20 (6)
6	Uranium	kg	2.87E-03	3.17E+07	6.25E+16

** Basé sur les Pouvoirs Calorifiques Inférieurs (PCI) du World Resource Institute (1994)*
(2) PCI du charbon assimilé à « hard coal » = 27,91 MJ/kg)
(3) PCI du lignite assimilé à « soft coal » = 13,96 MJ/kg
(4) PCI du gaz naturel = 48,55 MJ/kg (masse volumique considérée = 0,8 kg/m^3)
(5) PCI du pétrole = 41,87 MJ/kg
(6) Réserve ultime des énergies fossiles. Pour un détail du calcul de ces réserves cf. Guinée et al (2001).

Annexe 45. Facteurs de caractérisation pour le calcul des indicateurs CED et PE

N°	Terminologie SLCA	Facteurs de caractérisation PE (1) (en MJ/kg)	Terminologie Ecoinvent	Facteurs de caractérisation CED (2) (en MJ/kg)
1	Bois (5)			
2	Charbon (7)	28.9	Coal, hard, unspecified, in ground	19.10
3	Lignite	8 (3)	Coal, brown, in ground	9.90
4	Gaz naturel	45.5	Gaz, mine, off-gas, process, coal mining	39.80 (6)
			Gas, natural, in ground	38.29 (6)
5	Pétrole	42.6	Oil, crude, in ground	45.80
6	Uranium	420000 (8)	Uranium, in ground	560000
7	Flux énergétiques renouvelable (solaire, éolien, hydraulique, biomasse)	1	Energy, geothermal	1
		1	Energy, kinetic in wind	1
		1	Energy, potential, in hydropower reservoir	1
		1	Energy, solar (4)	1
		1	Energy, gross calorific value, in biomass (9)	1
62	Energie récupérée	1		0

(1) Pouvoir Calorifique (PCI) retenu dans le logiciel TEAM pour le calcul des FDES
(2) Facteur de demande cumulative en énergie (CED) retenue dans la méthode de caractérisation de l'énergie primaire de la base Ecoinvent
(3) PCI différent du fascicule FD P01-015 Energie-Transport où il vaut 18 MJ/kg

(4) Pourrait ne pas être pris en compte dans l'indicateur d'énergie primaire totale ou d'énergie renouvelable dans la mesure où le flux d'énergie solaire n'est pas limité (il n'entraîne pas une diminution de la ressource). Potentiellement tout le monde peut y avoir accès contrairement aux autres énergies renouvelables.
(5) L'énergie matière associé à la biomasse exprimée en MJ est directement calculée dans la base Ecoinvent à partir des pouvoirs calorifique supérieurs (PCS). Elle n'a donc pas été recalculée ici à l'aide du flux massique de bois bien que la méthodologie de calcul entre l'approche TEAM et Ecoinvent diffère (TEAM considérant les PCI des ressources).
(6) Facteurs en MJ/m^3
(7) Le flux de tourbe « Peat, in ground » a également été pris en compte dans la caractérisation des indicateurs PE et CED non renouvelable avec un facteur de caractérisation de 9.90 MJ/kg (hypothèse identique à celle de la base Ecoinvent) bien qu'il ne soit pas visible dans la nomenclature de l'inventaire de la base SLCA.
(8) Le PCI de l'uranium est de 420000 MJ/kg d'après le mémento de l'Energie édition 2009 (CEA, 2009). Cependant, dans le logiciel TEAM et dans la base DEAM, une partie des modules de données ACV ont été calculés à l'aide d'un PCI de 130000 MJ/kg (voir chapitre 4).
(9) Le flux "Energy, gross calorific value, in biomass, primary forest" est comptabilisé dans la part non renouvelable de l'indicateur CED. Toutefois, la valeur de ce paramètre pour l'ensemble des données de la base SLCA est négligeable. Il permet de pénaliser les approvisionnements en bois issus de forêts gérés non durablement.

Facteurs de caractérisation des flux de consommation ressources non énergétiques

Annexe 46. Facteurs de caractérisation pour le calcul des indicateurs ADP et ADP-NE

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	ADP-NE (11)	Taux d'extraction (E)	Réserves (R) ultimes
			kg eq-Sb	kg/an	kg
8	Antimoine	kg	1.00E+00	6.06E+07	4.63E+15
9	Argent	kg	1.84E+00	1.37E+07	1.62E+15
10	Argile (2)	kg	2.99E-11	3.60E+09	6.53E+21
11	Arsenic	kg	9.17E-03	4.50E+07	4.17E+16
12	Aluminium	kg	1.00E-08	1.05E+11	1.93E+21
13	Bentonite (2)	kg	2.99E-11	3.60E+09	6.53E+21
14	Bismuth	kg	7.31E-02	3.20E+06	3.94E+15
15	Bore	kg	4.67E-03	7.45E+08	2.38E-17
16	Cadmium	kg	3.30E-01	2.00E+07	4.63E+15
17	Calcaire (3)	kg	7.08E-10	1.85E+09	9.61E+20
18	Carbonate de sodium (4)	kg	8.24E-11	7.32E+07	5.60E+20
19	Chlorure de potassium (5)	kg	3.13E-08	2.08E+10	4.84E+20
20	Chlorure de Sodium (7)	kg	4.86E-08	1.13E+08	2.87E+19
21	Chrome*	kg	8.58E-04	2.48E+07	5.79E+17
22	Cobalt*	kg	2.62E-05	8.90E+09	1.27E+18
23	Cuivre*	kg	1.94E-03	1.30E+10	2.31E+18
24	Dolomite (6)	kg	3.73E-09	3.09E+09	5.41E+20
25	Etain	kg	3.30E-02	2.00E+08	4.63E+16
26	Feldspath (5)	kg	3.13E-08	2.08E+10	4.84E+20
27	Fer	kg	8.43E-08	4.05E+11	1.30E+21
28	Fluorite (10)	kg	2.96E-06	1.75E+09	1.45E+19
29	Gravier (2)	kg	2.99E-11	3.60E+09	6.53E+21
30	Lithium*	kg	9.23E-06	3.20E+09	2.89E+17
31	Kaolin (8)	kg	1.00E-08	1.05E+11	1.93E+21
32	Magnesium	kg	3.73E-09	3.09E+09	5.41E+20
33	Manganèse	kg	1.38E-05	1.88E+10	2.20E+19
34	Mercure	kg	4.95E-01	4.80E+06	1.85E+15
35	Molybdène	kg	3.17E-02	1.08E+08	3.47E+16

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	ADP-NE [11]	Taux d'extraction (E)	Réserves (R) ultimes
			kg eq-Sb	kg/an	kg
36	Nickel	kg	1.08E-04	9.16E+08	1.74E+18
37	Or	kg	8.95E+01	2.17E+06	9.26E+13
38	Palladium	kg	3.23E-01	4.90E+04	2.31E+14
39	Platine	kg	1.29E+00	4.90E+04	1.16E+14
40	Plomb*	kg	1.35E-02	5.60E+06	4.63E+17
41	Rhodium	kg	3.23E+01	4.90E+04	2.31E+13
42	Rutile [9]	kg	4.40E-08	2.16E+09	1.32E+20
43	Sable [2]	kg	2.99E-11	3.60E+09	6.53E+21
44	Silice [2]	kg	2.99E-11	3.60E+09	6.53E+21
45	Soufre	kg	3.58E-04	5.27E+10	7.21E+18
46	Sulfate de baryum	kg	1.06E-10	2.90E+04	9.84E+18
47	Titane	kg	4.40E-08	2.16E+09	1.32E+20
48	Tungstène	kg	1.17E-02	3.98E+07	3.47E+16
49	Vanadium	kg	1.16E-06	3.21E+07	3.13E+18
50	Zinc	kg	9.92E-04	7.37E+09	1.62E+18
51	Zirconium	kg	1.86E-05	7.65E+08	3.82E+18

** Flux pour lesquelles les taux d'extraction et de réserves ultimes (Guinée, 1995) ne permettent pas de retrouver le facteur ADP_{NE} de (Guinée, 1995).*
(2) Facteur ADP assimilé à celui du silicium
(3) Facteur ADP assimilé à celui du calcium (Ca)
(4) Facteur ADP assimilé à celui du sodium (Na)
(5) Facteur ADP assimilé à celui du potassium (K)
(6) Facteur ADP assimilé à celui du magnésium (Mg)
(7) Facteur ADP assimilé à celui du chlore (Cl)
(8) Facteur ADP assimilé à celui de l'aluminium (Al)
(9) Facteur ADP assimilé à celui du titane (Ti)
(9) Facteur ADP assimilé à celui du fluor (F)
(10) L'indicateur ADP-NE a été calculé à partir du modèle de calcul ADP_1 pour des réserves mondiales ultimes (cf. 3.2)

Annexe 47. Hypothèses sur les taux d'extraction, réserves mondiales ultimes, base et économiques pour le calcul de l'indicateur ADP Elements

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	Taux d'extraction (E)	Réserves (R) ultimes	Réserves (R) bases	Réserves (R) économiques
		kg	kg/an	kg	kg	kg
8	Antimoine	kg	1.22E+08	4.63E+15	3.20E+09	2.10E+09
9	Argent	kg	1.77E+07	1.62E+15	4.20E+08	2.80E+08
10	Argile	kg				
11	Arsenic	kg	2.94E+07	4.17E+16	8.82E+08	5.88E+08
12	Aluminium	kg	2.31E+10	1.93E+21	8.75E+12	6.25E+12
13	Bentonite	kg				
14	Bismuth	kg	3.62E+06	3.94E+15	2.60E+08	1.10E+08
15	Bore	kg	1.37E+09	2.38E+17	1.48E+11	5.34E+10
16	Cadmium	kg	1.91E+07	4.63E+15	1.20E+09	6.00E+08
17	Calcaire	kg				
18	Carbonate de sodium	kg				
19	Chlorure de potassium	kg				
20	Chlorure de Sodium	kg				
21	Chrome	kg	1.35E+10	2.31E+18	7.60E+12	3.60E+12
22	Cobalt	kg	2.99E+07	5.79E+17	9.90E+09	4.70E+09
23	Cuivre	kg	1.26E+10	1.27E+18	6.50E+11	3.40E+11
24	Dolomite	kg				
25	Etain	kg	1.98E+08	4.63E+16	1.20E+10	9.60E+09
26	Feldspath	kg				
27	Fer	kg	5.07E+11	1.30E+21	1.60E+14	7.10E+13
28	Fluorite	kg	NA	1.45E+19		
29	Gravier	kg				
30	Lithium	kg	1.40E+07	4.63E+17	9.40E+09	3.40E+09
31	Kaolin	kg				
32	Magnésium	kg	3.37E+09	5.41E+20	NA	NA
33	Manganèse	kg	6.99E+09	2.20E+19	5.00E+12	6.60E+11
34	Mercure	kg	1.80E+06	1.85E+15	2.40E+08	1.20E+08
35	Molybdène	kg	1.22E+08	3.47E+16	1.20E+10	5.50E+09
36	Nickel	kg	1.12E+09	1.74E+18	1.50E+11	4.90E+10
37	Or	kg	2.54E+06	9.26E+13	7.70E+07	4.80E+07
38	Palladium	kg	1.74E+05	2.31E+14	3.95E+07	3.55E+07
39	Platine	kg	1.69E+05	1.16E+14	3.95E+07	3.55E+07
40	Plomb	kg	3.02E+09	2.89E+17	1.30E+11	6.40E+10
41	Rhodium	kg	NA	2.31E+13		
42	Rutile	kg				
43	Sable	kg				
44	Silice	kg	3.40E+09	6.53E+21	NA	NA
45	Soufre	kg	5.71E+10	7.21E+18	3.50E+12	1.40E+12
46	Sulfate de baryum	kg	3.33E+09	9.84E+18	2.88E+11	8.82E+10
47	Titane	kg	2.76E+09	1.32E+20	3.90E+11	2.37E+11
48	Tungstène	kg	3.10E+07	3.47E+16	3.20E+09	2.00E+09
49	Vanadium	kg	4.28E+07	3.13E+18	2.70E+10	1.00E+10
50	Zinc	kg	8.04E+09	1.62E+18	4.30E+11	1.90E+11
51	Zirconium	kg	4.52E+08	3.82E+18	4.81E+10	2.66E+10

Annexe 48. Facteurs de caractérisation de l'indicateur ADP Elements pour les trois modèles de calcul 1, 1bis et 2 selon une hypothèse de réserves mondiales ultimes

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	$ADP(E/R^2)_{ult}$	E/R_{ult}^2	$ADP(E/R)_{ult}$	E/R_{ult}	$ADP(1/R)_{ult}$	$1/R_{ult}$
		kg	kg-eq Sb	$kg^{-1}.an^{-1}$	kg-eq Sb	an^{-1}	kg-eq Sb	an^{-1}
8	Antimoine	kg	1.00E+00	5.69E-24	1.00E+00	2.63E-08	1.00E+00	2.16E-16
9	Argent	kg	1.18E+00	6.74E-24	4.14E-01	1.09E-08	2.86E+00	6.17E-16
10	Argile	kg						
11	Arsenic	kg	2.97E-03	1.69E-26	2.68E-02	7.05E-10	1.11E-01	2.40E-17
12	Aluminium	kg	1.09E-09	6.23E-33	4.55E-04	1.20E-11	2.40E-06	5.19E-22
13	Bentonite	kg						
14	Bismuth	kg	4.11E-02	2.34E-25	3.49E-02	9.20E-10	1.18E+00	2.54E-16
15	Bore	kg	4.27E-03	2.43E-26	2.19E-01	5.78E-09	1.95E-02	4.21E-18
16	Cadmium	kg	1.57E-01	8.91E-25	1.57E-01	4.13E-09	1.00E+00	2.16E-16
17	Calcaire	kg						
18	Carbonate de sodium	kg						
19	Chlorure de	kg						
20	Chlorure de Sodium	kg						
21	Chrome	kg	4.43E-04	2.52E-27	2.21E-01	5.83E-09	2.00E-03	4.32E-19
22	Cobalt	kg	1.57E-05	8.93E-29	1.96E-03	5.17E-11	8.00E-03	1.73E-18
23	Cuivre	kg	1.37E-03	7.77E-27	3.76E-01	9.90E-09	3.64E-03	7.85E-19
24	Dolomite	kg						
25	Etain	kg	1.62E-02	9.24E-26	1.62E-01	4.28E-09	1.00E-01	2.16E-17
26	Feldspath	kg						
27	Fer	kg	5.24E-08	2.98E-31	1.48E-02	3.89E-10	3.55E-06	7.67E-22
28	Fluorite	kg					3.20E-04	6.91E-20
29	Gravier	kg						
30	Lithium	kg	1.15E-05	6.52E-29	1.15E-03	3.02E-11	1.00E-02	2.16E-18
31	Kaolin	kg						
32	Magnésium	kg	2.02E-09	1.15E-32	2.36E-04	6.22E-12	8.56E-06	1.85E-21
33	Manganèse	kg	2.54E-06	1.45E-29	1.21E-02	3.18E-10	2.11E-04	4.55E-20
34	Mercure	kg	9.22E-02	5.25E-25	3.69E-02	9.72E-10	2.50E+00	5.40E-16
35	Molybdène	kg	1.78E-02	1.01E-25	1.33E-01	3.51E-09	1.33E-01	2.88E-17
36	Nickel	kg	6.53E-05	3.72E-28	2.45E-02	6.45E-10	2.67E-03	5.76E-19
37	Or	kg	5.20E+01	2.96E-22	1.04E+00	2.74E-08	5.00E+01	1.08E-14
38	Palladium	kg	5.71E-01	3.25E-24	2.85E-02	7.52E-10	2.00E+01	4.32E-15
39	Platine	kg	2.22E+00	1.26E-23	5.54E-02	1.46E-09	4.00E+01	8.64E-15
40	Plomb	kg	6.34E-03	3.61E-26	3.96E-01	1.04E-08	1.60E-02	3.46E-18
41	Rhodium	kg					2.00E+02	4.32E-14
42	Rutile	kg						
43	Sable	kg						
44	Silice	kg	1.40E-11	7.98E-35	1.98E-05	5.21E-13	7.09E-07	1.53E-22
45	Soufre	kg	1.93E-04	1.10E-27	3.00E-01	7.92E-09	6.42E-04	1.39E-19
46	Sulfate de baryum	kg	6.04E-06	3.44E-29	1.28E-02	3.38E-10	4.71E-04	1.02E-19
47	Titane	kg	2.79E-08	1.59E-31	7.94E-04	2.09E-11	3.51E-05	7.58E-21
48	Tungstène	kg	4.52E-03	2.57E-26	3.39E-02	8.93E-10	1.33E-01	2.88E-17
49	Vanadium	kg	7.70E-07	4.38E-30	5.20E-04	1.37E-11	1.48E-03	3.20E-19
50	Zinc	kg	5.38E-04	3.06E-27	1.88E-01	4.96E-09	2.86E-03	6.17E-19
51	Zirconium	kg	5.44E-06	3.10E-29	4.49E-03	1.18E-10	1.21E-03	2.62E-19

Annexe 49. Facteur de caractérisation de l'indicateur ADP Elements pour les trois modèles de calcul 1, 1bis et 2 selon une hypothèse de réserves mondiales base

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	$ADP(E/R^2)_{base}$	E/R_{base}^2	$ADP(E/R)_{base}$	E/R_{base}	$ADP(1/R)_{base}$	$1/R_{base}$
		kg	kg-eq Sb	$kg^{-1}.an^{-1}$	kg-eq Sb	an^{-1}	kg-eq Sb	an^{-1}
8	Antimoine	kg	1.00E+00	1.19E-11	1.00E+00	3.81E-02	1.00E+00	3.13E-10
9	Argent	kg	8.42E+00	1.00E-10	1.11E+00	4.21E-02	7.62E+00	2.38E-09
10	Argile	kg						
11	Arsenic	kg	3.17E+00	3.78E-11	8.74E-01	3.33E-02	3.63E+00	1.13E-09
12	Aluminium	kg	2.53E-05	3.02E-16	6.92E-02	2.64E-03	3.66E-04	1.14E-13
13	Bentonite	kg						
14	Bismuth	kg	4.49E+00	5.36E-11	3.65E-01	1.39E-02	1.23E+01	3.85E-09
15	Bore	kg	5.28E-03	6.29E-14	2.44E-01	9.30E-03	2.17E-02	6.77E-12
16	Cadmium	kg	1.11E+00	1.33E-11	4.17E-01	1.59E-02	2.67E+00	8.33E-10
17	Calcaire	kg						
18	Carbonate de sodium	kg						
19	Chlorure de	kg						
20	Chlorure de Sodium	kg						
21	Chrome	kg	1.96E-05	2.34E-16	4.66E-02	1.78E-03	4.21E-04	1.32E-13
22	Cobalt	kg	2.56E-02	3.05E-13	7.92E-02	3.02E-03	3.23E-01	1.01E-10
23	Cuivre	kg	2.50E-03	2.98E-14	5.08E-01	1.94E-02	4.92E-03	1.54E-12
24	Dolomite	kg						
25	Etain	kg	1.15E-01	1.38E-12	4.33E-01	1.65E-02	2.67E-01	8.33E-11
26	Feldspath	kg						
27	Fer	kg	1.66E-06	1.98E-17	8.31E-02	3.17E-03	2.00E-05	6.25E-15
28	Fluorite	kg						
29	Gravier	kg						
30	Lithium	kg	1.33E-02	1.58E-13	3.91E-02	1.49E-03	3.40E-01	1.06E-10
31	Kaolin	kg						
32	Magnésium	kg						
33	Manganèse	kg	2.35E-05	2.80E-16	3.67E-02	1.40E-03	6.40E-04	2.00E-13
34	Mercure	kg	2.62E+00	3.13E-11	1.97E-01	7.50E-03	1.33E+01	4.17E-09
35	Molybdène	kg	7.11E-02	8.47E-13	2.67E-01	1.02E-02	2.67E-01	8.33E-11
36	Nickel	kg	4.18E-03	4.98E-14	1.96E-01	7.47E-03	2.13E-02	6.67E-12
37	Or	kg	3.60E+01	4.28E-10	8.65E-01	3.30E-02	4.16E+01	1.30E-08
38	Palladium	kg	9.36E+00	1.12E-10	1.16E-01	4.41E-03	8.10E+01	2.53E-08
39	Platine	kg	9.09E+00	1.08E-10	1.12E-01	4.28E-03	8.10E+01	2.53E-08
40	Plomb	kg	1.50E-02	1.79E-13	6.09E-01	2.32E-02	2.46E-02	7.69E-12
41	Rhodium	kg						
42	Rutile	kg						
43	Sable	kg						
44	Silice	kg						
45	Soufre	kg	3.91E-04	4.66E-15	4.28E-01	1.63E-02	9.14E-04	2.86E-13
46	Sulfate de baryum	kg	3.37E-03	4.01E-14	3.03E-01	1.16E-02	1.11E-02	3.47E-12
47	Titane	kg	1.52E-03	1.81E-14	1.86E-01	7.08E-03	8.21E-03	2.56E-12
48	Tungstène	kg	2.54E-01	3.03E-12	2.54E-01	9.69E-03	1.00E+00	3.13E-10
49	Vanadium	kg	4.93E-03	5.87E-14	4.16E-02	1.59E-03	1.19E-01	3.70E-11
50	Zinc	kg	3.65E-03	4.35E-14	4.90E-01	1.87E-02	7.44E-03	2.33E-12
51	Zirconium	kg	1.64E-02	1.95E-13	2.47E-01	9.40E-03	6.65E-02	2.08E-11

Annexe 50. Facteur de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP Elements pour les trois modèles de calcul (E/R^2), (E/R) et (1/R) selon une hypothèse de réserves mondiales économiques

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	$ADP(E/R^2)_{eco}$	E/R_{eco}^2	$ADP(E/R)_{eco}$	E/R_{eco}	$ADP(1/R)_{eco}$	$1/R_{eco}$
		kg	kg-eq Sb	$kg^{-1}.an^{-1}$	kg-eq Sb	an^{-1}	kg-eq Sb	an^{-1}
8	Antimoine	kg	1.00E+00	2.77E-11	1.00E+00	5.81E-02	1.00E+00	4.76E-10
9	Argent	kg	8.16E+00	2.26E-10	1.09E+00	6.32E-02	7.50E+00	3.57E-09
10	Argile	kg						
11	Arsenic	kg	3.07E+00	8.51E-11	8.61E-01	5.00E-02	3.57E+00	1.70E-09
12	Aluminium	kg	2.14E-05	5.91E-16	6.36E-02	3.70E-03	3.36E-04	1.60E-13
13	Bentonite	kg						
14	Bismuth	kg	1.08E+01	2.99E-10	5.66E-01	3.29E-02	1.91E+01	9.09E-09
15	Bore	kg	1.74E-02	4.81E-13	4.42E-01	2.57E-02	3.93E-02	1.87E-11
16	Cadmium	kg	1.92E+00	5.31E-11	5.48E-01	3.18E-02	3.50E+00	1.67E-09
17	Calcaire	kg						
18	Carbonate de sodium	kg						
19	Chlorure de	kg						
20	Chlorure de Sodium	kg						
21	Chrome	kg	3.77E-05	1.04E-15	6.45E-02	3.75E-03	5.83E-04	2.78E-13
22	Cobalt	kg	4.89E-02	1.35E-12	1.10E-01	6.36E-03	4.47E-01	2.13E-10
23	Cuivre	kg	3.94E-03	1.09E-13	6.38E-01	3.71E-02	6.18E-03	2.94E-12
24	Dolomite	kg						
25	Etain	kg	7.77E-02	2.15E-12	3.55E-01	2.06E-02	2.19E-01	1.04E-10
26	Feldspath	kg						
27	Fer	kg	3.64E-06	1.01E-16	1.23E-01	7.14E-03	2.96E-05	1.41E-14
28	Fluorite	kg						
29	Gravier	kg						
30	Lithium	kg	4.38E-02	1.21E-12	7.09E-02	4.12E-03	6.18E-01	2.94E-10
31	Kaolin	kg						
32	Magnésium	kg						
33	Manganèse	kg	5.80E-04	1.60E-14	1.82E-01	1.06E-02	3.18E-03	1.52E-12
34	Mercure	kg	4.52E+00	1.25E-10	2.58E-01	1.50E-02	1.75E+01	8.33E-09
35	Molybdène	kg	1.46E-01	4.03E-12	3.82E-01	2.22E-02	3.82E-01	1.82E-10
36	Nickel	kg	1.69E-02	4.66E-13	3.93E-01	2.29E-02	4.29E-02	2.04E-11
37	Or	kg	3.99E+01	1.10E-09	9.11E-01	5.29E-02	4.38E+01	2.08E-08
38	Palladium	kg	4.99E+00	1.38E-10	8.44E-02	4.90E-03	5.92E+01	2.82E-08
39	Platine	kg	4.85E+00	1.34E-10	8.19E-02	4.76E-03	5.92E+01	2.82E-08
40	Plomb	kg	2.67E-02	7.37E-13	8.12E-01	4.72E-02	3.28E-02	1.56E-11
41	Rhodium	kg						
42	Rutile	kg						
43	Sable	kg						
44	Silice	kg						
45	Soufre	kg	1.05E-03	2.91E-14	7.02E-01	4.08E-02	1.50E-03	7.14E-13
46	Sulfate de baryum	kg	1.55E-02	4.28E-13	6.50E-01	3.77E-02	2.38E-02	1.13E-11
47	Titane	kg	1.78E-03	4.91E-14	2.00E-01	1.16E-02	8.86E-03	4.22E-12
48	Tungstène	kg	2.80E-01	7.75E-12	2.67E-01	1.55E-02	1.05E+00	5.00E-10
49	Vanadium	kg	1.55E-02	4.28E-13	7.37E-02	4.28E-03	2.10E-01	1.00E-10
50	Zinc	kg	8.05E-03	2.23E-13	7.28E-01	4.23E-02	1.11E-02	5.26E-12
51	Zirconium	kg	2.30E-02	6.37E-13	2.92E-01	1.70E-02	7.88E-02	3.75E-11

Annexe 51. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ADP Elements pour le modèle de calcul (E) uniquement fonction du taux d'extraction des ressources

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	ADP (E)	E
		kg	kg-eq Sb	$kg.an^{-1}$
8	Antimoine	kg	1.00E+00	1.22E+08
9	Argent	kg	1.45E-01	1.77E+07
10	Argile	kg		
11	Arsenic	kg	2.41E-01	2.94E+07
12	Aluminium	kg	1.89E+02	2.31E+10
13	Bentonite	kg		
14	Bismuth	kg	2.97E-02	3.62E+06
15	Bore	kg	1.13E+01	1.37E+09
16	Cadmium	kg	1.57E-01	1.91E+07
17	Calcaire	kg		
18	Carbonate de sodium	kg		
19	Chlorure de potassium	kg		
20	Chlorure de Sodium	kg		
21	Chrome	kg	1.11E+02	1.35E+10
22	Cobalt	kg	2.45E-01	2.99E+07
23	Cuivre	kg	1.03E+02	1.26E+10
24	Dolomite	kg		
25	Etain	kg	1.62E+00	1.98E+08
26	Feldspath	kg		
27	Fer	kg	4.16E+03	5.07E+11
28	Fluorite	kg		NA
29	Gravier	kg		
30	Lithium	kg	1.15E-01	1.40E+07
31	Kaolin	kg		
32	Magnésium	kg	2.76E+01	3.37E+09
33	Manganèse	kg	5.73E+01	6.99E+09
34	Mercure	kg	1.48E-02	1.80E+06
35	Molybdène	kg	1.00E+00	1.22E+08
36	Nickel	kg	9.18E+00	1.12E+09
37	Or	kg	2.08E-02	2.54E+06
38	Palladium	kg	1.43E-03	1.74E+05
39	Platine	kg	1.39E-03	1.69E+05
40	Plomb	kg	2.48E+01	3.02E+09
41	Rhodium	kg		NA
42	Rutile	kg		
43	Sable	kg		
44	Silice	kg	2.79E+01	3.40E+09
45	Soufre	kg	4.68E+02	5.71E+10
46	Sulfate de baryum	kg	2.73E+01	3.33E+09
47	Titane	kg	2.26E+01	2.76E+09
48	Tungstène	kg	2.54E-01	3.10E+07
49	Vanadium	kg	3.51E-01	4.28E+07
50	Zinc	kg	6.59E+01	8.04E+09
51	Zirconium	kg	3.71E+00	4.52E+08

Facteurs de caractérisation des flux de consommation d'énergie et matières récupérées

Annexe 52. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur CMR

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	Facteur de caractérisation CMR (2)	Unité indicateur
62	Energie récupérée (1)	MJ-eq		MJ-eq
63	Matière récupérée (acier)	kg	1	kg-eq
64	Matière récupérée (aluminium)	kg	1	kg-eq
65	Matière récupérée (métal non spécifié)	kg	1	kg-eq
66	Matière récupérée (papier carton)	kg	1	kg-eq
67	Matière récupérée (plastique)	kg	1	kg-eq
68	Matière récupérée (calcin)	kg	1	kg-eq
69	Matière récupérée (biomasse)	kg	1	kg-eq
70	Matière récupérée (minérale)	kg	1	kg-eq
71	Matière récupérée (non spécifiée)	kg	1	kg-eq

(1) Flux intermédiaire pris en compte (sommé) dans l'indicateur d'énergie primaire totale cf. partie caractérisation des ressources énergétiques. Il n'entre donc pas en compte dans le calcul de l'indicateur CMR
(2) Facteur de caractérisation pour l'indicateur CMR. Cet indicateur est la somme pondérée des matières récupérées utilisées dans le cycle de vie du produit de construction ou du bâtiment à évaluer. Il s'agit de flux de matières et d'un point de vue de l'inventaire de cycle de vie, il s'agit de Flux intermédiaires (non remontés)... On remarquera que dans cette version de la base de données, aucune différence n'est faite entre les matières récupérées (facteur = 1)
Toutefois, une caractérisation par exemple basée sur l'analyse de la valeur de chacune de ces ressources permettrait de donner plus de poids par exemple au recyclage de l'acier qu'du recyclage du papier/carton par exemple.

Facteurs de caractérisation des flux de consommation d'eau

Annexe 53. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur EAU

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	Facteur de caractérisation EAU	Unité indicateur
56	Eau (Lac)	L	1	L-eq
57	Eau (Mer)	L	0	L-eq
58	Eau (Nappe phréatique)	L	1	L-eq
59	Eau (Non spécifiée)	L	1	L-eq
60	Eau (Rivière)	L	1	L-eq
61	Eau (réseau, potable)*	L	1	L-eq

** Flux intermédiaire non remonté de l'inventaire de cycle de vie*

Facteurs de caractérisation des flux d'émissions dans l'air

Annexe 54. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur GWP

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation GWP (en kg eq-CO_2) [4]	Unité indicateur
74	Méthane, fossile [1]	g	25	kg eq-CO_2
76	Dioxyde de carbone, fossile [1]	g	1	kg eq-CO_2
77	Monoxyde de carbone, fossile [1] [2]	g	0	kg eq-CO_2
79	Protoxyde d'azote	g	298	kg eq-CO_2
89	Composés fluorés organiques F [3]	g	0	kg eq-CO_2

** Les flux d'inventaire de cycle de vie sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*
(1) Méthane, dioxyde de carbone et monoxyde de carbone fossile uniquement. La part biogénique est dissociée (cf. 6.2)
(2) Facteur de caractérisation du monoxyde de carbone pourrait être non nul (1.57 kg-eq CO_2) pour tenir compte de sa transformation en CO_2 une fois émis (cf. Rapport Ecoinvent n°3 Implementation of Life Cycle Impact Assessment Methods page 26)
(3) Rappelé ici mais non caractérisé dans la base SLCA puisque l'agrégation des flux élémentaires entraîne une forte incertitude sur l'évaluation du GWP moyen de ce flux agrégé. Il s'agit principalement des « Hydrofluorocarbons HFC, Perfluorinated compounds SF6 et Fluorinated ethers HFE »...
(4) Les valeurs IPCC de l'année 2001 sont de 23 pour le méthane et 296 pour le protoxyde d'azote.

Annexe 55. Facteur de caractérisation additionnel pour le flux de dioxyde de carbone fixé par la biomasse

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation GWP (en kg eq-CO_2)**	Unité indicateur
165	Dioxyde de carbone fixé par la biomasse**	g	0	kg-eq CO_2

** Les flux d'inventaire de cycle de vie sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*
***Les émissions issues de la biomasse ne sont pas caractérisées dans l'indicateur GWP. Elles sont, à ce jour, comptabilisées à part dans les inventaires de cycle de vie de la base SLCA et comptés négativement.*

Annexe 56. Facteurs de caractérisation additionnels pour les flux d'origine biomasse émis dans l'atmosphère

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation GWP (en kg eq-CO_2)**	Unité indicateur
166	Méthane biogénique**	g	0	kg-eq CO_2
167	Dioxyde de carbone biogénique**	g	0	kg-eq CO_2
168	Monoxyde de carbone biogénique**	g	0	kg-eq CO_2

** Les flux d'inventaire sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*
***Les émissions issues de la biomasse ne sont pas caractérisées dans l'indicateur GWP. Elles sont, à ce jour, comptabilisées à part dans les inventaires de cycle de vie de la base SLCA.*

Annexe 57. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur ACI

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation ACI (en kg eq-SO_2) **	Unité indicateur
78	Oxyde d'Azote	g	0.70	kg eq-SO_2
80	Ammoniaque	g	1.88	kg eq-SO_2
82	Oxyde de Soufre	g	1.00	kg eq-SO_2
86	Acide chlorhydrique	g	0.88	kg eq-SO_2

** Les flux d'inventaire de cycle de vie sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*
*** Fluor d'hydrogène et acide phosphorique non pris en compte dans le modèle d'inventaire de SLCA et donc par conséquent non caractérisé.*

Annexe 58. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur POCP

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation POCP (en kg eq-C_2H_4)	Unité indicateur
72	Hydrocarbures non spécifiés	g	0.41 (1)	kg eq-C_2H_4
74	Méthane fossile	g	0.006 (2)	kg eq-C_2H_4
77	Monoxyde de carbone fossile	g	0.027 (3)	kg eq-C_2H_4
78	Oxydes d'azote	g	0.028 (3)	kg eq-C_2H_4
82	Dioxyde de soufre	g	0.048 (3)	kg eq-C_2H_4
166	Méthane biogénique	g	0.006 (4)	kg eq-C_2H_4
168	Monoxyde de carbone biogénique	g	0.027 (4)	kg eq-C_2H_4

** Les flux d'inventaire de cycle de vie sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*
(1) Valeur médiane établie à partir de l'ensemble des facteurs POCP de chaque hydrocarbures établi par Derwent et al (1998). Ce facteur médian vaut 0.41 pour le flux agrégé d'hydrocarbures de la nomenclature d'inventaire de la base SLCA. Cette valeur est quasiment identique à celle retenue dans la norme NF P01-010 (0.40).
(2) Valeur du facteur POCP tirée de Guinée (2001) à partir de Derwent et al (1998)
(3) Valeurs des substances inorganiques à partir de Derwent et al (1996)
(4) Les flux de méthane, biomasse et de monoxyde de carbone biomasse n'ont pas été caractérisés dans les résultats présentés dans le mémoire de thèse.

Annexe 59. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur PA

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation PA** (en m^3/g)	Unité indicateur
72	Hydrocarbures non spécifiés excepté méthane	g	9.09	m^3
73	HAP non spécifiés	g	1000	m^3
74	Méthane	g	0	m^3
75	Composés Organiques Volatils	g	9.09	m^3
76	Dioxyde de carbone	g	0	m^3
77	Monoxyde de carbone	g	10	m^3
78	Oxydes d'azote	g	2	m^3
79	Protoxyde d'azote	g	2	m^3
80	Ammoniaque	g	20	m^3
81	Poussières non spécifiés	g	25	m^3
82	Dioxyde de soufre	g	3.33	m^3
83	Hydrogène sulfureux	g	200	m^3
84	Acide cyanhydrique	g	200	m^3
85	Composés chlorés organiques en Cl	g	20	m^3
86	Acide chlorhydrique	g	20	m^3
87	Composés chlorés inorganiques en Cl	g	0	m^3
88	Composés chlorés non specifies en Cl	g	20	m^3
89	Composés fluorés organiques en F	g	200	m^3
90	Composés fluorés inorganiques en Cl	g	200	m^3
91	Composés halogénés non spécifiés	g	200	m^3
92	Composés fluorés non specifies en F	g	200	m^3
93	Métaux non spécifiés	g	200	m^3
94	Antimoine et ses composés	g	200	m^3
95	Arsenic et ses composés	g	1000	m^3
96	Cadmium et ses composés	g	20000	m^3
97	Chrome et ses composés	g	200	m^3
98	Cobalt et ses composés	g	200	m^3
99	Cuivre et ses composés	g	200	m^3
100	Etain et ses composés	g	200	m^3
101	Manganèse et ses composés	g	200	m^3
102	Mercure et ses composés	g	20000	m^3
103	Nickel et ses composés	g	200	m^3
104	Plomb et ses composés	g	1000	m^3
105	Sélénium et ses composés	g	1000	m^3
106	Tellure et ses composés	g	1000	m^3
107	Zinc et ses composés	g	200	m^3
108	Vanadium et ses composés	g	200	m^3
109	Silicium et ses composés	g	25	m^3

** Les flux d'inventaire de cycle de vie sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*

*** Attention l'unité de ces facteurs correspond à l'inverse de celle présentée dans la norme AFNOR NF P01-010*

(1) Facteur de caractérisation assimilé à celui de l'arsenic

(2) Facteur de caractérisation assimilé à celui du dioxyde d'azote

(3) Facteur de caractérisation assimilé à celui de l'acide chlorhydrique

(4) Facteur de caractérisation assimilé à celui du fluorure d'hydrogène (HF)

(5) Facteur de caractérisation assimilé à celui des poussières non spécifiés

Annexe 60. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur DALY

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation DALY (points)	Unité indicateur
72	Hydrocarbures non spécifiés excepté méthane	g	8.64E-06	points
73	HAP non spécifiés	g	1.72E-04	points
74	Méthane	g	4.41E-06	points
75	Composés Organiques Volatils	g	5.65E-05	points
76	Dioxyde de carbone	g	2.10E-07	points
77	Monoxyde de carbone	g	3.22E-07	points
78	Oxydes d'azote	g	8.87E-05	points
79	Protoxyde d'azote	g	6.90E-05	points
80	Ammoniaque	g	8.50E-05	points
81	Poussières non spécifiés	g	7.10E-04	points
82	Dioxyde de soufre	g	5.46E-05	points
83	Hydrogène sulfureux	g	0	points
84	Acide cyanhydrique	g	0	points
85	Composés chlorés organiques en Cl	g	0	points
86	Acide chlorhydrique	g	0	points
87	Composés chlorés inorganiques en Cl	g	0	points
88	Composés chlorés non specifies en Cl	g	3.36E-08	points
89	Composés fluorés organiques en F	g	0	points
90	Composés fluorés inorganiques en Cl	g	0	points
91	Composés halogénés non spécifiés	g	0	points
92	Composés fluorés non specifies en F	g	0	points
93	Métaux non spécifiés	g	0	points
94	Antimoine et ses composés	g	0	points
95	Arsenic et ses composés	g	2.46E-02	points
96	Cadmium et ses composés	g	1.35E-01	points
97	Chrome et ses composés	g	5.84E-03	points
98	Cobalt et ses composés	g	0	points
99	Cuivre et ses composés	g	0	points
100	Etain et ses composés	g	0	points
101	Manganèse et ses composés	g	0	points
102	Mercure et ses composés	g	0	points
103	Nickel et ses composés	g	4.29E-05	points
104	Plomb et ses composés	g	0	points
105	Sélénium et ses composés	g	0	points
106	Tellure et ses composés	g	0	points
107	Zinc et ses composés	g	0	points
108	Vanadium et ses composés	g	0	points
109	Silicium et ses composés	g	0	points

** Les flux d'inventaire sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*

Annexe 61. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur HTP

N°	Terminologie SLCA*	Unité flux	Facteur de caractérisation HTP (1,4 DCB-eq)	Unité indicateur
72	Hydrocarbures non spécifiés excepté méthane	g	facteur médian**	1,4 DCB-
73	HAP non spécifiés	g	572400	1,4 DCB-
74	Méthane	g	0	1,4 DCB-
75	Composés Organiques Volatils	g	0	1,4 DCB-
76	Dioxyde de carbone	g	0	1,4 DCB-
77	Monoxyde de carbone	g	0	1,4 DCB-
78	Oxydes d'azote	g	1.2	1,4 DCB-
79	Protoxyde d'azote	g	0	1,4 DCB-
80	Ammoniaque	g	0.1	1,4 DCB-
81	Poussières non spécifiés	g	0.82	1,4 DCB-
82	Dioxyde de soufre	g	0.096	1,4 DCB-
83	Hydrogène sulfureux	g	0.22	1,4 DCB-
84	Acide cyanhydrique	g	0	1,4 DCB-
85	Composés chlorés organiques en Cl	g	0	1,4 DCB-
86	Acide chlorhydrique	g	1	1,4 DCB-
87	Composés chlorés inorganiques en Cl	g	facteur médian**	1,4 DCB-
88	Composés chlorés non specifies en Cl	g	facteur médian**	1,4 DCB-
89	Composés fluorés organiques en F	g	facteur médian**	1,4 DCB-
90	Composés fluorés inorganiques en Cl	g	facteur médian**	1,4 DCB-
91	Composés halogénés non spécifiés	g	facteur médian**	1,4 DCB-
92	Composés fluorés non specifies en F	g	facteur médian**	1,4 DCB-
93	Métaux non spécifiés	g	facteur médian**	1,4 DCB-
94	Antimoine et ses composés	g	6708	1,4 DCB-
95	Arsenic et ses composés	g	347700	1,4 DCB-
96	Cadmium et ses composés	g	145041	1,4 DCB-
97	Chrome et ses composés	g	647 (1)	1,4 DCB-
98	Cobalt et ses composés	g	17470	1,4 DCB-
99	Cuivre et ses composés	g	4295	1,4 DCB-
100	Etain et ses composés	g	2	1,4 DCB-
101	Manganèse et ses composés	g	0	1,4 DCB-
102	Mercure et ses composés	g	6008	1,4 DCB-
103	Nickel et ses composés	g	35033	1,4 DCB-
104	Plomb et ses composés	g	467	1,4 DCB-
105	Sélénium et ses composés	g	47687	1,4 DCB-
106	Tellure et ses composés	g	0	1,4 DCB-
107	Zinc et ses composés	g	104	1,4 DCB-
108	Vanadium et ses composés	g	6240	1,4 DCB-
109	Silicium et ses composés	g	0	1,4 DCB-

** Les flux d'inventaire sont multipliés par le coefficient 0,001 pour les ramener en kg*
*** facteurs médian non déterminés au jour de la rédaction de la thèse*
(1) Le facteur de caractérisation passe à 3425330 1.4 DCB-eq soit 5294 fois plus important

Facteurs de caractérisation des flux d'émissions dans l'eau

Annexe 62. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur POE

N°	Terminologie SLCA	Facteur de caractérisation POE* (en m^3/g)	Unité flux	Unité indicateur
110	Demande chimique en oxygène	0.008	g	m^3
111	Demande biochimique en oxygène	0.03	g	m^3
112	Matière en suspension	0.03	g	m^3
113	Cyanure	10	g	m^3
114	Halogènes composes organiques absorbables	1	g	m^3
115	Hydrocarbures non specifies	0.1	g	m^3
116	Composes azotes en N	0.03	g	m^3
117	Composes phosphores en P	0.1	g	m^3
118	Composes fluores organiques en F	0.07	g	m^3
119	Composes fluores inorganiques en F	0.07	g	m^3
120	Composes fluores non spécifiés en F	0.07	g	m^3
121	Composes chlores organiques en Cl (1)	10	g	m^3
122	Composes chlores inorganiques en Cl		g	m^3
123	Composes chlores non spécifiés en Cl	10	g	m^3
124	HAP non specifies	10	g	m^3
125	Métaux non specifies (2)	1	g	m^3
126	Aluminium et ses composes	0.2	g	m^3
127	Arsenic et ses composes	20	g	m^3
128	Cadmium et ses composes	5	g	m^3
129	Chrome et ses composes (3)	2	g	m^3
130	Cuivre et ses composes	2	g	m^3
131	Etain et ses composes	0.5	g	m^3
132	Fer et ses composes	0.2	g	m^3
133	Mercure et ses composes	20	g	m^3
134	Nickel et ses composes	2	g	m^3
135	Plomb et ses composes	2	g	m^3
136	Zinc et ses composes	1	g	m^3
137	Eau rejetée	0.008	L	

** Attention l'unité de ces facteurs correspond à l'inverse de celle présentée dans la norme AFNOR NF P01-010*
(1) Facteur de caractérisation assimilé au trichloro/perchloroéthylène
(2) Facteur de caractérisation assimilé au zinc
(3) Facteur de caractérisation assimilé au plomb

Facteurs de caractérisation des flux d'émissions dans le sol

Annexe 63. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur POE

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	Facteur de caractérisation POE (en m^3/g)	Unité indicateur
138	Arsenic et ses composes	g	20	m^3
139	Biocides [(1)]	g	20	m^3
140	Cadmium et ses composes	g	5	m^3
141	Chrome et ses composes	g	2	m^3
142	Cuivre et ses composes	g	2	m^3
143	Etain et ses composes	g	0.5	m^3
144	Fer et ses composes	g	0.2	m^3
145	Plomb et ses composes	g	2	m^3
146	Mercure et ses composes	g	20	m^3
147	Nickel et ses composes	g	2	m^3
148	Zinc et ses composes	g	1	m^3
149	Métaux lourds non spécifiés [(2)]	g	2	m^3

(1) Assimilé à l'annexe V-A de l'arrêté du 2 février 1998 modifié
(2) Assimilé au plomb

Facteurs de caractérisation des flux de déchets valorisés et éliminés

Annexe 64. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur STO

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	Facteurs de caractérisation STO	Unité indicateur
150	Energie mise en stock [(1)]	MJ		MJ-eq
151	Matière mise en stock (acier)	kg	1	kg-eq
152	Matière mise en stock (aluminium)	kg	1	kg-eq
153	Matière mise en stock (métal non spécifié)	kg	1	kg-eq
154	Matière mise en stock (papier carton)	kg	1	kg-eq
155	Matière mise en stock (plastique)	kg	1	kg-eq
156	Matière mise en stock (calcin)	kg	1	kg-eq
157	Matière mise en stock (biomasse)	kg	1	kg-eq
158	Matière mise en stock (minérale)	kg	1	kg-eq
159	Matière mise en stock (non spécifiée)	kg	1	kg-eq

(1) Le flux intermédiaire d'énergie mise en stock ne rentre pas dans le calcul de cet indicateur.

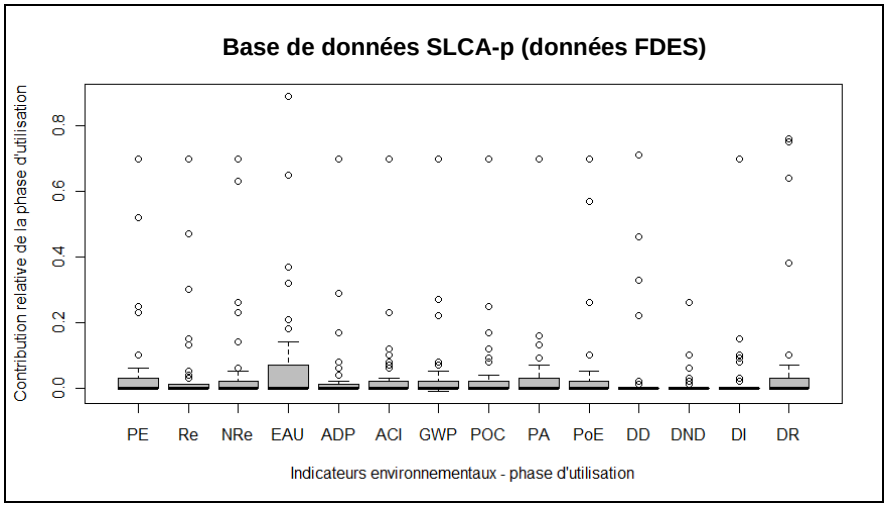
Annexe 65. Facteurs de caractérisation pour le calcul de l'indicateur Dech

N°	Terminologie SLCA	Unité flux	Facteurs de caractérisation Dech*	Unité indicateur
160	Déchets dangereux	kg	1	kg-eq
161	Déchets non dangereux	kg	10	kg-eq
162	Déchets inertes	kg	21	kg-eq
163	Déchets radioactifs	kg		kg-eq

** Ces facteurs de caractérisation sont pris du logiciel EQUER (Peuportier et Polster, 1995). Ils se basent sur les coûts de mise en décharge. Les déchets radioactifs ne sont pas pris en compte dans cet indicateur et sont comptabilisés à part en raison de leur nature différente.*

ANNEXES DU CHAPITRE 5

Contribution relative des phases du cycle de vie des FDES



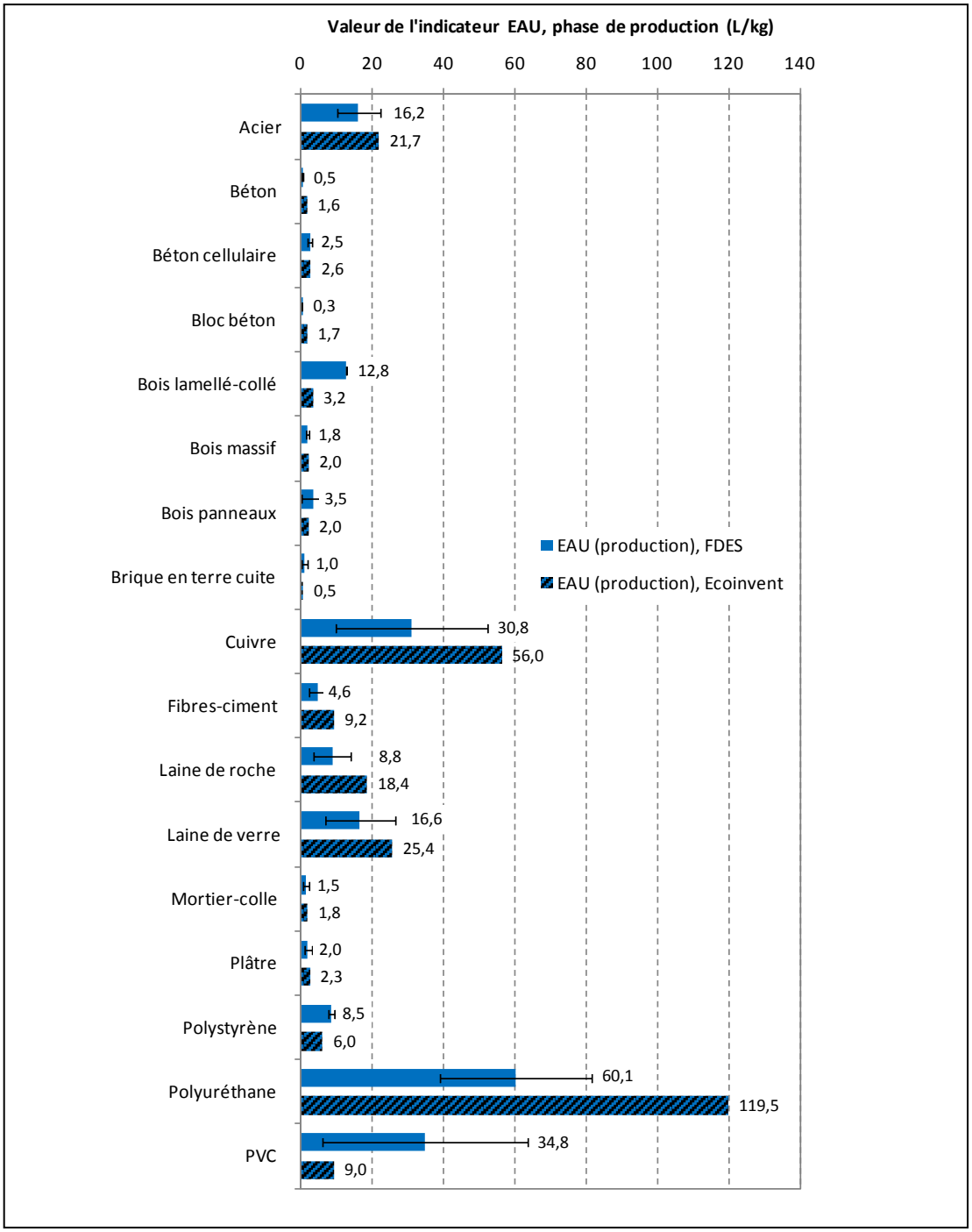
Annexe 66. Boxplots des contributions relatives de la phase d'utilisation par indicateur de l'ensemble des FDES de la base SLCA-p

Sources des données Ecoinvent pour le calcul des valeurs de référence

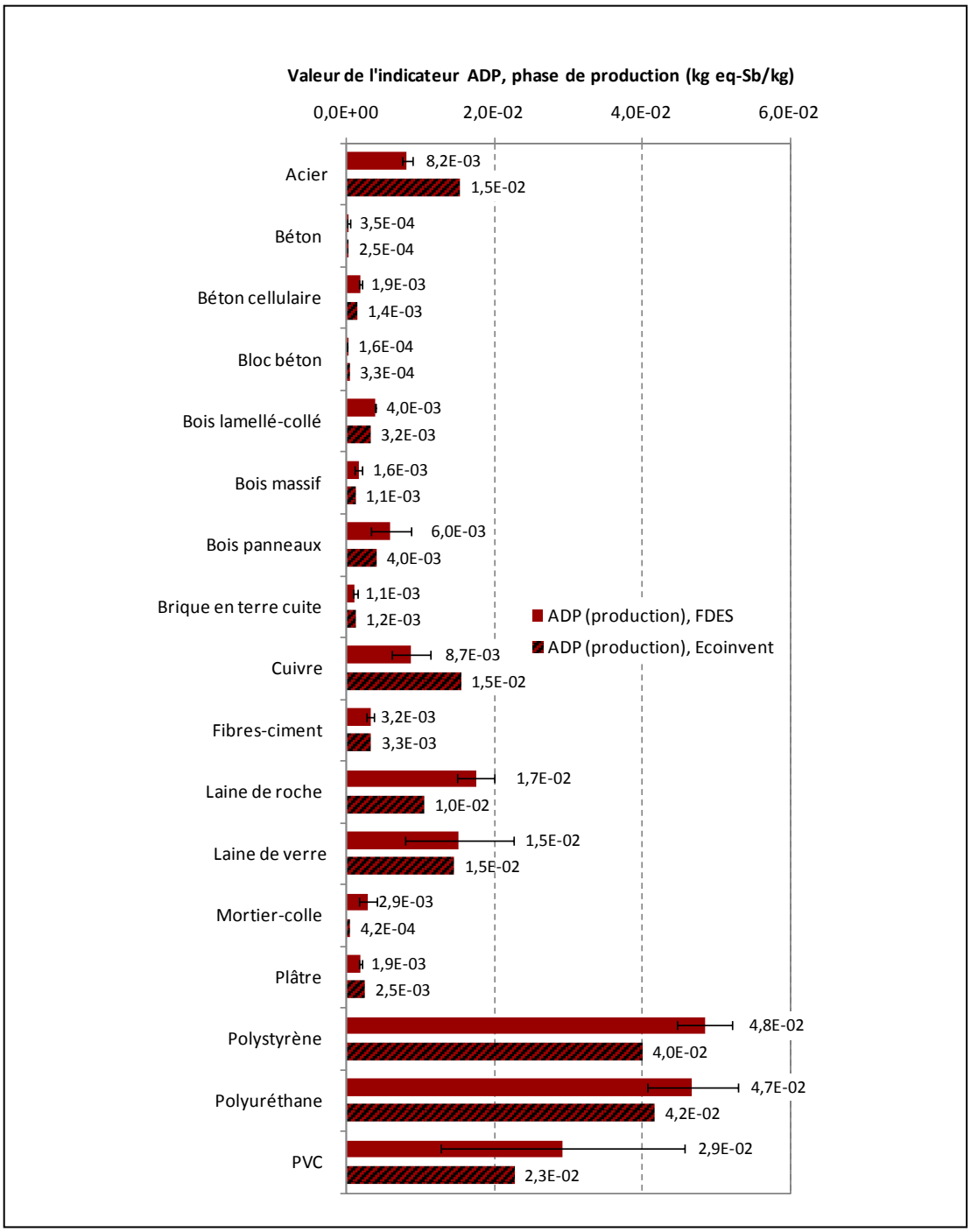
Annexe 67. Nom des modules ACV de la base Ecoinvent utilisés pour la détermination des valeurs de référence par typologie de matériaux

	Nom du module ACV de la base Ecoinvent 2.0
Acier	*"steel, low-alloyed, at plant"*
Béton	*"concrete, normal, at plant"*
Bloc béton	*"concrete block, at plant"*
Béton cellulaire	*"autoclaved aerated concrete block, at plant"*
Bois lamellé-collé	*"glued laminated timber, indoor use, at plant"*
Bois massif	*"sawn timber, hardwood, planed, kiln dried, u=10%, at plant"*
Bois panneaux	*"particle board, indoor use, at plant"*
Cuivre	*"copper, at regional storage"*
Fibres-ciment	*"fibre cement roof slate, at plant"*
Laine de roche	*"rock wool, at plant"*
Laine de verre	*"glass wool mat, at plant"*
Mortier-colle	*"cement cast plaster floor, at plant"*
Plâtre	*"gypsum plaster board, at plant"*
Polystyrène	*"polystyrene, expandable, at plant"*
Polyuréthane	*"polyurethane, flexible foam, at plant"*
PVC	*"polyvinylchloride, at regional storage"*
Terre cuite	*"brick, at plant"*

Valeurs de référence pour d'autres indicateurs calculés par la base de données SLCA



Annexe 68. Valeurs de référence pour l'indicateur de consommation d'eau à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux



Annexe 69. Valeurs de référence pour l'indicateur d'épuisement de ressources à partir des données Ecoinvent pour quelques typologies de matériaux

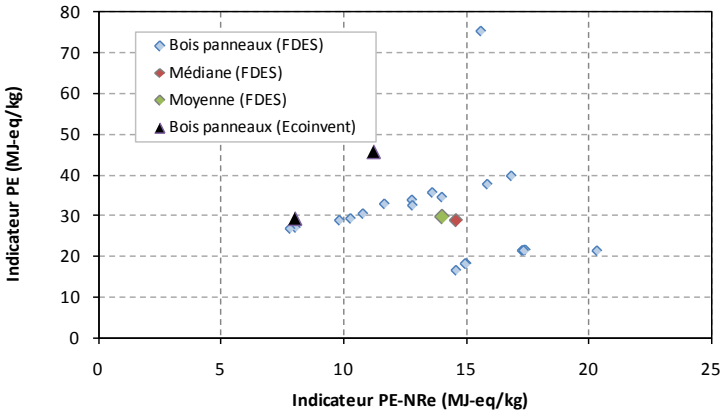
Exemple de fiche SLCA par typologie de matériaux

Annexe 70. Exemple de documentation d'une fiche SLCA par typologie de matériaux

FICHE MATERIAU « SLCA » : Informations générales		
Typologie	Bois panneaux	
Nom du module ACV	*- panneaux de particules (donnée Ecoinvent 2.0)** *- panneaux en contreplaqué (donnée Ecoinvent 2.0)*	*produits à base de bois panneaux (voir INIES ou SLCA-p)*
Illustration		
Unité fonctionnelle	1 kg	1 m^2 ramené à 1 kg (phase de production)
Accessoires, emballages	aucun	emballages de distribution
Masse volumique	300 – 900 kg/m^3 *(tout types de panneaux)* 600 – 800 kg/m^3 *(source : Ecoinvent)* 680** kg/m^3 (anhydre)	620 - 878 kg/m^3
Phase	Production "sortie d'usine"	Production "sortie d'usine"
Type de données	ACV générique	FDES collective
Références	www.ecoinvent.ch (Werner et *al*, 2007)	www.inies.fr FDES réalisées par le FCBA
Détermination des données du procédé de fabrication	Littérature	Collecte de données auprès des industriels français appartenant au syndicat du bois panneaux (UIPP/FCBA)
Procédés inclus	Inclut les entrants des procédés de production, de transports de ces matières premières et les émissions du procédé quand elles sont disponibles.	Disponible dans le rapport méthodologique (accord de confidentialité à signer avec le responsable de la FDES)
Règle de coupures	Expertise Ecoinvent	Disponible dans le rapport méthodologique
Commentaires		Disponible dans le rapport méthodologique
Rep. géographique	Données allemandes utilisées pour l'Europe.	Disponible dans le rapport méthodologique
Rep. temporelle	1986-2000	Disponible dans le rapport méthodologique
Rep. technologique	Estimation basée sur la technologie moyenne allemande de l'année 1996.	Disponible dans le rapport méthodologique
Nombre de données	3	21
Référence nomenclature base de données SLCA	Eco_2* / Eco_123	cf. nomenclature SLCA-p (et les FDES de la base INIES en 2010)

** utilisé comme valeur de référence Ecoinvent pour le calcul du rapport R médian et pour les métadonnées (ci-dessus)*
*** « particle board (absolutely dry) » référence Ecoinvent report n°1 page 13*

Annexe 71. Exemple de documentation d'une fiche SLCA par typologie de matériaux (résultats graphiques)

FICHE MATERIAU « SLCA » : Résultats graphiques, ordres de grandeurs et rapports R par indicateur		
Typologie	Bois panneaux	
Nom du module ACV	*- panneaux de particules (donnée Ecoinvent 2.0)* *- panneaux en contreplaqué (donnée Ecoinvent 2.0)*	*produits à base de bois panneaux (voir INIES ou SLCA-p)*
Nuage de points entre l'indicateur énergie non renouvelable (PE-NRe) et énergie primaire totale (PE)		

Bois panneaux (production)	**$R_{médian}$**	Ecoinvent**	Min. FDES	Médiane FDES	Moyenne FDES	Max. FDES
Indicateurs environnementaux*						
PE	**1.05**	30.2	16.5	29.7	28.8	75.3
PE-Re	**1.12**	21.3	1.0	15.7	19.0	59.4
PE-NRe	**0.61**	8.9	7.8	14.0	14.6	20.3
EAU	**0.93**	2.0	1.3	3.5	2.1	12.6
ADP	**0.76**	4.0E-03	3.0E-03	5.9E-03	5.2E-03	1.5E-02
ADP Elements	**17.66**	2.7E-06	2.1E-09	4.7E-04	2.0E-07	9.6E-03
CMR	-	-	0.000	0.507	0.472	1.374
ACI	**0.51**	1.8E-03	2.4E-03	4.9E-03	3.5E-03	1.3E-02
GWP	**0.33**	0.39	0.72	1.13	1.18	1.25
POCP	**0.11**	2.4E-05	1.4E-04	4.0E-04	2.2E-04	1.7E-03
PA	**0.40**	41	47	94	102	124
POE	**12**	1.95	0.0	0.9	0.1	15.8
Dech	**6.34**	0.120	0.014	0.052	0.148	0.394
DD	**0.57**	0.001	5.3E-04	3.5E-02	1.7E-03	1.5E-01
DND	**9.72**	0.092	0.005	0.074	0.019	0.222
DI	**8.71**	0.028	0.008	0.039	0.016	0.108
DR	**0.23**	1.6E-05	0.0E+00	5.5E-05	6.9E-05	1.8E-04
STO	-	-	0.009	0.050	0.064	0.128

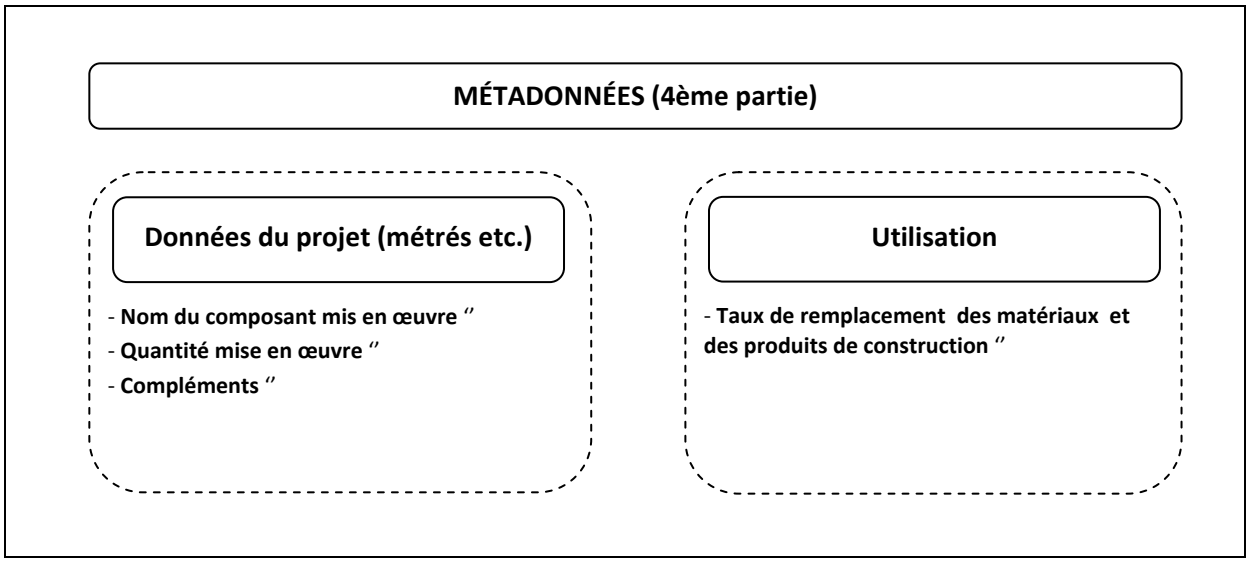
** La signification des abréviations des indicateurs peut être consulté aux tableaux 20 et 21*

*** La valeur de référence Ecoinvent correspond à la donnée « particle board, indoor use, at plant »*

ANNEXES DU CHAPITRE 8

Adaptation de la nomenclature des métadonnées de la base SLCA

L'annexe 72 présente le complément de nomenclature nécessaire à celle de la base SLCA pour conduire ces études de cas.

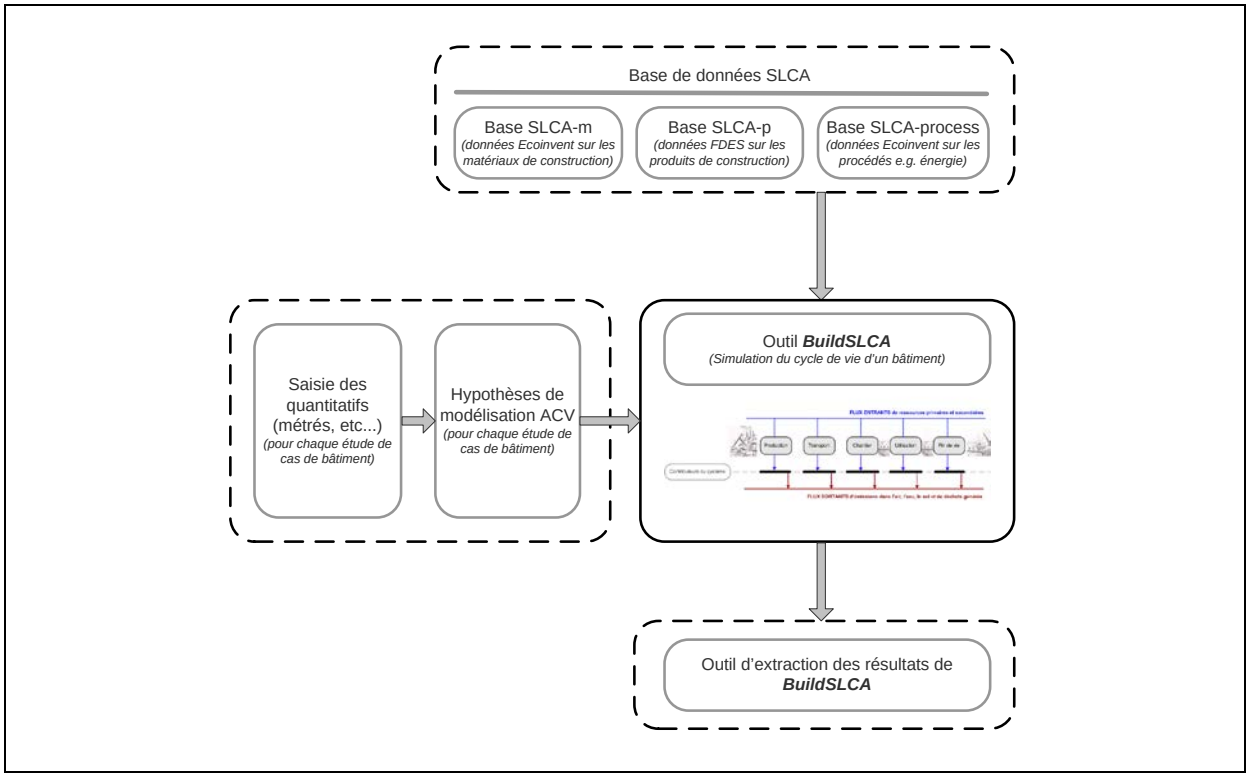


Annexe 72. Nomenclature des métadonnées (IV)

La nomenclature des modules de données SLCA a été adaptée pour permettre la réalisation des études d'ACV bâtiment. Ainsi, un nouveau champ « données expérimentales » est ajouté pour chaque donnée ACV de SLCA. Il permet à l'utilisateur de saisir le nom du composant du bâtiment ce qui permet de faire l'association entre la donnée ACV et le composant expérimental.

Outil BuildSLCA

Etant donné les données ACV utilisées (inventaire de cycle de vie des FDES de la base INIES ou des données générique de la base Ecoinvent), l'outil d'ACV bâtiment réalisé (BuildSLCA) est proche des outils français existants EQUER, ELODIE et TEAM Bâtiment par exemple. Le schéma de principe pour la réalisation d'une simulation ACV bâtiment est présenté à l'annexe 73.



Annexe 73. Schéma de principe pour la réalisation d'une simulation ACV bâtiment sous BuildSLCA

Modules de données de la base SLCA utilisés dans les études de cas

Les modules de données utilisées pour les simulations ACV sont présentés en annexes 74-75.

Annexe 74. Données ACV de la base SLCA-m (Ecoinvent) utilisées pour les études de cas

N° SLCA	Données génériques sur les matériaux (Ecoinvent)*	HDF	INEED	ZDB	TOTAL
Eco_2	particle board, indoor use, at plant		x		x
Eco_3	aluminium, primary, at plant	x	x	x	x
Eco_13	concrete, normal, at plant	x	x	x	x
Eco_15	cast iron, at plant	x	x	x	x
Eco_19	polyethylene, HDPE, granulate, at plant	x	x	x	x
Eco_21	cement mortar, at plant	x	x	x	x
Eco_23	ceramic tiles, at regional storage	x	x	x	x
Eco_34	copper, primary, at refinery	x	x	x	x
Eco_37	gravel, crushed, at mine	x			x
Eco_44	synthetic rubber, at plant		x	x	x
Eco_50	glass wool mat, at plant	x	x	x	x
Eco_52	gypsum fibre board, at plant		x	x	x
Eco_61	reinforcing steel, at plant	x	x	x	x
Eco_66	polystyrene, expandable, at plant	x	x	x	x
Eco_67	rock wool, at plant		x		x
Eco_72	alkyd paint, white, 60% in solvent, at plant kg		x	x	x
Eco_93	chromium steel 18-8, at plant	x	x	x	x
Eco_94	steel, low-alloyed, at plant	x	x	x	x
Eco_99	polyurethane, rigid foam, at plant	x	x	x	x
Eco_110	sawn timber, hardwood, planed, kiln dried, u=10%, at plant		x	x	x
Eco_111	sawn timber, softwood, planed, air dried, at plant	x	x		x
Eco_139	polyvinylchloride, at regional storage	x	x	x	x
Eco_141	metal door	x		x	x
Eco_148	aluminium double window			x	x
Eco_154	wall paper			x	x
Eco_200	kraft paper, bleached, at plant	x			x
Eco_202	galvanized steel	x	x	x	x
Eco_217	concrete, sole plate and foundation, at plant	x	x		x
Eco_302	glazing, triple (3-IV), U<0.5 W/m2K, at plant	x			x
Eco_304	window frame, wood-metal, U=1.6 W/m2K, at plant	x			x
Eco_332	door, inner, wood, at plant			x	x
TOTAL	Nombre de modules de données Ecoinvent utilisés	**22**	**23**	**23**	**31**

** Les données sur les équipements techniques correspondent aussi à des modules Ecoinvent collectés lors des etudes de cas*

Annexe 75. Données ACV de la base SLCA-p (FDES) utilisées pour les études de cas

N° SLCA	Données sur les produits de construction français (FDES)	HDF	INEED	ZDB	TOTAL
INIES_1	Canalisations PVC destinées à la collecte et à l'évacuation des eaux usées et des eaux vannes à l'intérieur des bâtiments	x	x		x
INIES_7	Mur en maçonnerie de blocs en béton	x	x		x
INIES_19	MONOMUR Terre Cuite rectifié pour pose à joint mince (30cm)		x		x
INIES_24	Poutre En Bois Lamellé Collé	x			x
INIES_37	Plaque ondulée fibres-ciment teinte naturelle			x	x
INIES_69	Moquette touffetée en lé à velours 100% polyamide			x	x
INIES_86	Brique de cloison de grande dimension en terre cuite		x		x
INIES_103	Mortier d'enduit minéral	x	x	x	x
INIES_106	Revêtement D'étanchéité Bicouche Bitume-polymère Fixé Mécaniquement			x	x
INIES_116	Pare-Vapeur Bitumineux	x	x		x
INIES_121	Panneau bois-ciment Duripanel	x			x
INIES_126	Plaque Placomarine® BA13	x			x
INIES_127	Plaque PlacoPremium® BA13	x			x
INIES_166	Plaque de plâtre Knauf CLEANEO® Quadril 1	x			x
INIES_167	Plaque de plâtre Knauf CLEANEO® Quadril 1		x	x	x
INIES_187	Plaque de plâtre KS BA13	x	x	x	x
INIES_201	Dallage industriel à base de béton XF1 C25/30 CEM II	x			x
INIES_213	Isolant en Laine Minérale TI 212 200			x	x
INIES_238	Fenêtre et porte-fenêtre en Chêne "Menuiseries 21"	x	x	x	x
INIES_247	Panneau de laine de verre ISOCONFORT 35 épaisseur 220 mm	x			x
INIES_251	Panneau de laine de verre MONOSPACE 35 épaisseur 160 mm	x			x
INIES_252	Panneau de laine de verre PANOLENE FACADE ROULE épaisseur 60 mm	x			x
INIES_255	Panneau de laine de verre PANNEAU ACOUSTIQUE PAR 45 MM	x			x
INIES_402	Panneau de particules de bois de type P5 (panneau travaillant utilisé en milieu humide) épaisseurs 10, 12, 19, 20, 22, 25mm	x			x
INIES_408	Panneau de lamelles de bois minces orientées OSB (Oriented Strand Board) de type 3 (panneau travaillant utilisé en milieu humide) épaisseurs 9, 10, 12, 15, 16 et 18 mm	x	x	x	x
INIES_445	Charpente bois traditionnelle (100% résineux)	x			x
TOTAL	Nombre de modules de données FDES utilisés	**19**	**10**	**9**	**26**

Résultats de l'ACP sur le bâtiment Hauts de Feuilly

Annexe 76. Valeurs des coefficients de corrélations des indicateurs avec les composantes principales pour le système d'indicateurs du bâtiment HDF

Bâtiment HDF	COMP-1	COMP-2	COMP-3	COMP-4
Variance des 5 comp. (83.0%)	*(44.0%)*	*(16.7%)*	*(12.7%)*	*(9.6%)*
PE	0.89			
PE-NRe	0.92			
EAU	0.52			
ADP	0.92			
ADP Elements			0.94	
TMR		0.75		
ACI	0.75			
GWP	0.89			
POCP	0.72			
Dech		0.80		
DR	0.60			
PA	0.66			
POE				0.96

Méthode de rotation : Varimax avec normalisation de Kaiser
Coefficients de corrélations inférieurs à 0.50 non reportés

Résultats complémentaires pour l'évaluation des modèles simplifiés de calcul des impacts

L'ensemble des tableaux ci-dessous présentent les valeurs des contributions relatives des flux de ressources prises en compte dans le MSCI développé pour l'indicateur ADP Elements (ou ADP-NE) au chapitre 7 de la thèse. Les résultats sont présentés pour différents modèles de calcul de l'indicateur et pour différentes hypothèses sur les valeurs de réserves mondiales (ultimes, bases, économiques). A ce titre, les flux additionnels au MSCI (par exemple aluminium, fer…) sont également reportés. Les valeurs sont exprimées en contribution relative (%) pour les trois études de cas de bâtiments étudiées (HDF, INEED et ZDB). Un code couleur visuel pour les valeurs supérieure à 1.0 % est appliquée ici (case colorée).

Annexe 77. Contribution relative du bore aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Bore	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R^2, réserves ultimes)	1.95	0.42	7.06
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.63	0.13	1.19
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	1.26	0.29	5.55
ADP Elements (E/R^2, réserves bases)	0.48	0.11	1.90
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.19	0.04	0.34
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.56	0.13	0.50
ADP Elements (E/R^2, réserves économiques)	0.67	0.16	2.43
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	0.23	0.05	0.42
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.65	0.16	2.25
ADP Elements (E)	0.00	0.00	0.00

Annexe 78. Contribution relative du cadmium aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Cadmium	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R^2, réserves ultimes)	0.25	0.10	0.31
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.00	0.00	0.00
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.22	0.10	0.34
ADP Elements (E/R^2, réserves bases)	0.35	0.16	0.48
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.00	0.00	0.00
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.24	0.11	0.31
ADP Elements (E/R^2, réserves économiques)	0.25	0.12	0.32
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	0.00	0.00	0.00
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.20	0.09	0.24
ADP Elements (E)	0.00	0.00	0.00

Annexe 79. Contribution relative du chrome aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Chrome	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	1.97	1.45	4.15
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	6.24	4.23	6.81
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	1.26	1.00	3.23
ADP Elements (E/R², réserves bases)	0.02	0.01	0.04
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.35	0.27	0.37
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.11	0.09	0.23
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	0.01	0.01	0.03
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	0.33	0.25	0.35
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.09	0.08	0.19
ADP Elements (E)	0.03	0.02	0.02

Annexe 80. Contribution relative du cuivre aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Cuivre	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	5.72	16.60	34.56
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	9.94	26.69	31.23
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	2.16	6.69	15.87
ADP Elements (E/R², réserves bases)	2.11	6.54	13.80
ADP Elements (E/R, réserves bases)	3.60	11.02	10.96
ADP Elements (1/R, réserves bases)	1.17	3.73	7.14
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	1.39	4.40	8.44
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	3.02	9.32	9.37
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.93	3.01	5.42
ADP Elements (E)	0.03	0.08	0.06

Annexe 81. Contribution relative de l'étain aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Etain	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	0.17	0.04	0.59
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.01	0.00	0.02
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.15	0.04	0.62
ADP Elements (E/R², réserves bases)	0.24	0.06	0.91
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.01	0.00	0.01
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.16	0.04	0.55
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	0.01	0.02	0.24
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	0.00	0.00	0.01
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.08	0.02	0.27
ADP Elements (E)	0.00	0.00	0.00

Annexe 82. Contribution relative du molybdène aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Molybdène	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	69.84	63.88	39.53
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	3.31	2.80	0.97
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	74.29	72.52	51.15
ADP Elements (E/R², réserves bases)	56.16	54.96	34.47
ADP Elements (E/R, réserves bases)	1.77	1.71	0.51
ADP Elements (1/R, réserves bases)	59.28	59.71	34.02
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	48.17	48.19	27.48
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	1.70	1.65	0.49
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	54.15	55.02	29.45
ADP Elements (E)	0.00	0.00	0.00

Annexe 83. Contribution relative du plomb aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Plomb	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	1.06	0.21	5.66
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.42	0.08	1.16
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.38	0.08	2.46
ADP Elements (E/R², réserves bases)	0.50	0.11	2.92
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.17	0.04	0.46
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.23	0.05	1.26
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	0.37	0.08	2.02
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	0.15	0.03	0.42
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.20	0.04	1.02
ADP Elements (E)	0.00	0.00	0.00

Annexe 84. Contribution relative du soufre aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Soufre	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	0.08	0.03	0.12
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.72	0.29	0.54
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.03	0.02	0.06
ADP Elements (E/R², réserves bases)	0.03	0.01	0.05
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.27	0.13	0.20
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.02	0.01	0.03
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	0.03	0.02	0.05
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	0.30	0.14	0.22
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.02	0.01	0.03
ADP Elements (E)	0.01	0.01	0.01

Annexe 85. Contribution relative du zinc aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Zinc	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	17.12	15.83	4.88
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	37.87	32.39	5.61
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	12.89	12.72	4.47
ADP Elements (E/R², réserves bases)	23.33	23.07	7.21
ADP Elements (E/R, réserves bases)	26.42	25.73	3.79
ADP Elements (1/R, réserves bases)	13.39	13.63	3.87
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	21.54	21.77	6.19
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	26.21	25.76	3.84
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	12.69	13.03	3.47
ADP Elements (E)	0.12	0.13	0.01

Annexe 86. Contribution relative du nickel aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Nickel	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	1.13	0.91	2.09
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	2.69	2.12	2.56
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	6.56	5.97	14.63
ADP Elements (E/R², réserves bases)	14.57	13.28	28.96
ADP Elements (E/R, réserves bases)	5.75	5.16	5.31
ADP Elements (1/R, réserves bases)	20.94	19.64	14.57
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	24.60	22.92	45.45
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	7.72	6.99	7.27
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	26.83	25.40	47.26
ADP Elements (E)	0.01	0.01	0.01

Annexe 87. Contribution relative du fer aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Fer	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	0.02	0.02	0.05
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	37.64	30.91	49.56
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.20	0.19	0.63
ADP Elements (E/R², réserves bases)	0.13	0.13	0.37
ADP Elements (E/R, réserves bases)	56.76	53.07	72.33
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.46	0.45	1.17
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	0.12	0.12	0.31
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	56.06	52.91	72.87
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.43	0.42	1.05
ADP Elements (E)	99.46	99.54	99.71

Annexe 88. Contribution relative du sulfate de baryum aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Sulfate de baryum	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	0.01	0.01	0.02
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.12	0.09	0.12
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.10	0.08	0.24
ADP Elements (E/R², réserves bases)	1.03	0.82	2.10
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.78	0.61	0.75
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.96	0.78	1.85
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	1.98	1.61	3.81
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	1.12	0.89	1.10
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	1.31	1.08	2.40
ADP Elements (E)	0.00	0.00	0.00

Annexe 89. Contribution relative du titane aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Titane	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	0.00	0.00	0.00
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.01	0.00	0.05
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.01	0.00	0.11
ADP Elements (E/R², réserves bases)	0.58	0.00	6.20
ADP Elements (E/R, réserves bases)	0.60	0.00	3.00
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.89	0.01	8.78
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	0.29	0.00	2.81
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	0.43	0.00	2.17
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.69	0.00	5.73
ADP Elements (E)	0.00	0.00	0.01

Annexe 90. Contribution relative de l'aluminium aux différents modèles de calcul ADP Elements pour les trois bâtiments

Aluminium	HDF	INEED	ZDB
ADP Elements (E/R², réserves ultimes)	0.00	0.00	0.00
ADP Elements (E/R, réserves ultimes)	0.07	0.04	0.05
ADP Elements (1/R, réserves ultimes)	0.01	0.00	0.01
ADP Elements (E/R², réserves bases)	0.13	0.07	0.18
ADP Elements (E/R, réserves bases)	3.04	1.65	2.90
ADP Elements (1/R, réserves bases)	0.54	0.30	0.68
ADP Elements (E/R², réserves économiques)	0.05	0.03	0.06
ADP Elements (E/R, réserves économiques)	1.87	1.02	1.21
ADP Elements (1/R, réserves économiques)	0.31	0.18	0.38
ADP Elements (E)	0.29	0.17	0.15

Etude d'un modèle simplifié pour l'Analyse de Cycle de Vie des bâtiments

RESUME :

Les préoccupations énergétiques et environnementales sont de plus en plus au cœur du processus de conception des bâtiments. L'approche couramment retenue pour évaluer la performance environnementale d'un bâtiment est la méthode d'Analyse de Cycle de Vie (ACV). Cette méthode utilise, à ce jour, un nombre de données très important pouvant parfois être une limite pour son application. Par exemple, l'interprétation des résultats sous la forme d'une dizaine d'indicateurs environnementaux peut paraître complexe aux professionnels du bâtiment. Dans ce contexte, l'objectif de cette recherche est d'étudier un modèle simplifié pour l'ACV des bâtiments. Pour cela, une base de données simplifiée de flux de consommation de ressources et d'émissions de polluants sur les matériaux, produits de construction et procédés est développée. Elle est composée de données ACV des bases Ecoinvent et INIES à l'aide d'une nomenclature homogénéisée. Dans un premier temps, les différences de méthodologies de calcul et de valeurs d'impacts par typologie de matériaux entre Ecoinvent et INIES sont identifiées. Puis, l'utilisation de méthodes statistiques permet de mettre en évidence les limites et potentialités de la simplification du modèle ACV. Des modèles simplifiés d'évaluation des impacts reliant les flux et les indicateurs de l'ACV sont notamment mis au point. Ils permettent préalablement aux applications utilisant la base de données, d'identifier les flux qui sont les plus déterminants dans l'impact environnemental d'un bâtiment. La compréhension des conséquences de la simplification du modèle et les méthodes statistiques utilisées dans ce travail permettent alors de mieux cerner la fiabilité des ACV simplifiées appliquées aux produits de construction et aux bâtiments.

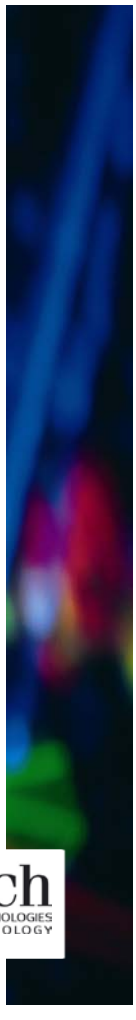
Mots clés : ACV, base de données, flux d'inventaire de cycle de vie, indicateurs d'évaluation des impacts, modèle statistique, matériaux et produits de construction, bâtiments

Study of a Simplified Model for the Life Cycle Assessment of Buildings

ABSTRACT :

Energy and environmental aspects are more and more integrated in the design process of buildings. Life Cycle Assessment (LCA) is generally used to assess the environmental performance of buildings. This method uses to date a high number of data which can be a limiting aspect for its application. For instance, the interpretation of the results with about ten environmental indicators can be complex for the building practitioners. In this context, the aim of this research is to study a simplified model for the LCA of buildings. A simplified database of life cycle inventory (LCI) resources consumption and emissions flows for the building materials, products and processes is developed. It is composed of LCA data from the Ecoinvent and INIES database with the help of a homogeneous nomenclature. First, differences in terms of LCA methodologies and impact assessment values per type of materials between Ecoinvent and INIES are identified. Then, the use of statistical methods enables to assess the relevance of simplification of the LCA model. Simplified life cycle impact assessment (LCIA) models are built between the LCI flows and the LCIA indicators. They enable previously to the applications using the database to identify the flows that are the most significant in the environmental impact of a building. The understanding of the consequences of the simplification of the LCA model and the statistical methods used in this work enable to better appreciate the reliability of simplified LCA applied to building products and buildings as a whole.

Keywords : LCA, database, life cycle inventory flow, life cycle impact assessment indicator, statistical model, building materials and products, buildings



MINES ParisTech

ParisTech
INSTITUT DES SCIENCES ET TECHNOLOGIES
PARIS INSTITUTE OF TECHNOLOGY