

ANNÉE 2013



THÈSE / UNIVERSITÉ DE RENNES 1

sous le sceau de l'Université Européenne de Bretagne

pour le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE RENNES 1

Mention : Chimie

Ecole doctorale Sciences de la Matière

présentée par

Mathilde Marchand

Préparée à l'unité de recherche GERE

Gestion environnementale et traitement biologique des déchets
Irstea

**CONSIDERATION DE LA
DIFFERENCIATION SPATIALE
DANS L'EVALUATION DES
IMPACTS
ENVIRONNEMENTAUX
LOCAUX AU MOYEN DE
L'ANALYSE DU CYCLE DE
VIE (ACV) – APPLICATION A
LA GESTION DES DECHETS
MENAGERS**

**Thèse soutenue à Rennes
le 9 avril 2013**

devant le jury composé de :

Valérie LAFOREST

Maître de recherche, EMSE / Rapportrice

Anne VENTURA

*Directrice de la Chaire Génie Civil Éco-conception,
Université de Nantes / Rapportrice*

Jean-Michel PASSERAULT

Professeur, Université de Poitiers / Examineur

Isabelle DEPORTES

Ingénieure, ADEME Angers / Examinatrice

Lynda AISSANI

Ingénieure, Irstea Rennes / Encadrante

Fabrice BÉLINE

*Directeur de recherche, Irstea Rennes / Directeur de
thèse*

Jean-Pierre RÉVERET

*Professeur, Université du Québec à Montréal / Co-
directeur de thèse*

REMERCIEMENTS

Ce travail de recherche a été co-financé par l'ADEME et Calyxis, Pôle d'Expertise du Risque et réalisé au sein du Cemagref de Rennes sous l'encadrement scientifique de Lynda Aissani.

Je tiens à remercier José Martinez, directeur de centre Irstea de Rennes pour m'avoir accueillie, ainsi que Fabrice Béline, Directeur de l'unité de recherche GERE et Jean Pierre Réveret, Professeur à l'Université du Québec à Montréal, qui ont assuré avec enthousiasme et implication la direction universitaire de ce travail de thèse.

Tous mes remerciements vont à Madame Valérie Laforest, Maître de Recherche à l'École des Mines de Saint-Etienne et Madame Anne Venture, Directrice de la chaire Génie Civil Éco-conception de l'Université de Nantes, pour avoir accepté d'être rapportrices de ce travail de thèse. Je les remercie également pour leur participation au jury de la thèse de même que Madame Isabelle Déportes, ingénieur ADEME du Service Prévention et Gestion des Déchets et Monsieur Jean-Michel Passerault, Professeur de l'Université de Poitiers.

Je remercie particulièrement Madame Catherine Sztal-Kutas, Directrice de Calyxis, pour m'avoir accordé sa confiance depuis six ans et accepté de me suivre dans la réalisation de ce travail de thèse. Merci pour tes conseils lors de mes passages à Calyxis qui m'ont permis de découvrir le monde professionnel mais également de construire mon parcours.

Je souhaite évidemment remercier tout particulièrement Lynda Aissani qui m'a encadrée tout au long de cette thèse. Ta confiance, tes conseils et ton soutien m'ont permis de mener ce travail à bien. Même si la fin de ce travail a été difficile, tes remarques m'ont poussée à toujours me dépasser et à mieux faire. Si aujourd'hui je peux être satisfaite de ce travail, c'est en grande partie grâce à toi. Merci !

Merci à tous mes collègues de Irstea de Rennes et en particulier à l'équipe Sowaste grâce à qui j'ai pu découvrir le monde des déchets et également celui de la recherche qui m'étaient jusqu'alors inconnus. Je les remercie également pour tous les moments de détente tels que les midis-jeux, les midis de course, de squash ou encore de shopping entre filles. Pour tous ces moments qui ont agrémenté mon quotidien, loin de chez moi, je vous remercie !!!!

Merci également à l'équipe de Calyxis, qui m'a soutenue lors de mes passages dans leurs locaux en m'offrant tout le confort nécessaire pour travailler. Merci à tous pour votre confiance et votre bonne humeur.

Je remercie toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Je tiens également à remercier mes amis et ma famille qui m'ont supportée pendant ces trois ans.

À la bande à Barbie : Popo, Aurel, Zulie et Ninie. Nos apéros du jeudi soir ont rythmé mes semaines pendant presque trois ans (moins deux mois (le temps qu'il a fallu pour que l'on se rencontre)). Une grosse pensée pour la Bretagne et la Vendée qui resteront pour moi les (presque) plus beaux endroits du monde !!! Que l'avenir apporte un travail pour tous et une vie agréable avec une mention toute particulière pour Michel.

Aux amis de l'IRIAF, Clémence, Séb et Anne-Laure, qui m'ont aidée et supportée tout au long de ces trois ans et plus particulièrement dans les tous derniers instants même avec 7 mètres de neige. Nous nous sommes éloignés mais la vie nous a rapprochés lors du départ de Jérémie. Un merci tout particulier à Clémence qui, lors de nos appels hebdomadaires, à toujours su trouver les mots pour me remotiver. Merci beaucoup d'avoir été et d'être toujours présents.

À Cécile, sans laquelle cette thèse n'aurait jamais été la même. De notre première rencontre, le 29 Janvier 2010, est née une amitié qui malgré la distance d'aujourd'hui, perdure. Merci pour ton soutien permanent lors de notre coloc' (qui restera le meilleur souvenir de mon passage à Rennes) et, même aujourd'hui à 2 500 km. Merci pour tout...

Merci à ma belle-famille, Brigitte, Yannick, Alexis et Mathilde chez qui je me suis toujours sentie la bienvenue. Merci pour votre soutien et un grand merci pour votre présence près de Mathieu pendant mon absence.

À ma tribu : Poupoune, Moumoune, Jeannot, Claude, Marie-Laure, Christine, Nicolas, Nanou et Xavier (dit « le nouveau »), Camille, Émilien, Pierre, Nina, Léa, Louis, Jade, Paul, Élia et Robin. Merci pour votre présence et votre soutien. Nos weekends bouffe & Co. rythment nos vies depuis presque 27 ans et même si chacun trace son chemin et s'éloigne quelque peu (n'est-ce pas Léa ??), la Famille c'est sacrée !!!!

À ma petite sœur, Héloïse avec qui j'ai tout partagé, les bons comme les mauvais moments. Je te souhaite plein de courage pour la suite de tes études et te remercie pour ton soutien. Merci également à Thibault pour les bons moments partagés et pour ton humour.

À mes parents qui m'ont toujours encouragée et soutenue dans mes projets même dans les moments difficiles. Leurs oreilles attentives et leurs conseils avisés m'ont permis d'aller de l'avant et de ne pas abandonner à la première difficulté.

Enfin, je souhaite dédier ce travail à Mathieu, qui m'a toujours soutenue, et a accepté de me suivre dans cette folle aventure. Maintenant, place à nos projets...

TABLE DES MATIERES

Table des matières	5
Glossaire	11
Table des figures.....	15
Table des tableaux.....	17
Résumé	19
Abstract	20
Introduction	21
I. Chapitre 1 : Gestion des déchets ménagers et Analyse du Cycle de Vie	27
I.1 La gestion des déchets	29
I.1.1 Tonnages produits, collectés et traités	29
I.1.1.1 La production des déchets ménagers et assimilés.....	29
I.1.1.2 La collecte des déchets ménagers et assimilés.....	31
I.1.1.3 Le traitement des déchets ménagers et assimilés	32
I.1.2 Réglementation en matière de gestion des déchets ménagers.....	33
I.1.2.1 Mise en place de la politique déchets	33
I.1.2.2 Modernisation du cadre réglementaire et législatif	34
I.1.2.3 Protection de l'environnement renforcée.....	35
I.1.2.4 Gestion des déchets : engagement européen.....	36
I.1.3 Quels traitements pour les déchets ménagers ?.....	37
I.1.3.1 L'incinération	38
I.1.3.2 Le stockage	39
I.1.3.3 Le Traitement Mécano-Biologique (TMB)	40
I.1.3.4 Le traitement de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères	41
I.2 L'Analyse du Cycle de Vie (ACV)	43
I.2.1 Historique	43
I.2.2 La pensée cycle de vie	45

I.2.2.1 Définition	45
I.2.2.2 Cadre réglementaire	45
I.2.3 Méthodologie de réalisation de l'ACV	47
I.2.3.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude.....	48
I.2.3.1.1 Finalités de l'étude.....	48
I.2.3.1.2 Champ de l'étude	49
I.2.3.1.3 Nature et fonction du système	50
I.2.3.1.4 Unité fonctionnelle.....	50
I.2.3.1.5 Frontières du système.....	50
I.2.3.1.6 Description des scénarios.....	52
I.2.3.1.7 Évaluation de la qualité des données.....	53
I.2.3.1.8 Revue critique.....	54
I.2.3.2 Inventaire et bilans énergétiques et massiques	55
I.2.3.2.1 Règles d'affectation.....	55
I.2.3.2.2 Extension des frontières	56
I.2.3.2.3 Allocation physique.....	58
I.2.3.2.4 Inventaire du Cycle de Vie (ICV)	59
I.2.3.3 Évaluation des impacts environnementaux potentiels.....	59
I.2.3.3.1 Classification des impacts potentiels	60
I.2.3.3.2 Caractérisation des impacts potentiels	62
I.2.3.3.3 Normalisation et pondération des impacts potentiels	64
I.2.3.4 Interprétation des résultats.....	65
I.2.3.5 Vérifications.....	65
I.2.4 Limites méthodologiques et pratiques de l'ACV	65
I.3 L'ACV appliquée à la gestion des déchets ménagers.....	67
I.3.1 Particularités méthodologiques	67
I.3.2 Analyse bibliographique des ACV déchets.....	68
I.3.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude.....	73
I.3.2.2 Évaluation de l'impact environnemental.....	80
I.3.2.3 Interprétation et vérification	86

I.3.3 Limites de l'ACV déchets.....	90
I.3.3.1 Importance de la définition et de la modélisation du système	90
I.3.3.2 Problématique de la prise en compte ou non du carbone biogénique.....	91
I.3.3.3 Méthodes de caractérisation et aspects économiques	93
I.3.3.4 Impacts évités.....	94
I.3.3.5 Impacts globaux versus impacts locaux et différenciation spatiale	95
I.3.3.6 Impacts environnementaux locaux	95
I.3.3.7 Impacts sociaux.....	96
Conclusion.....	98
II. Chapitre 2 : Évaluation des impacts locaux au moyen de l'ACV : état de l'art et développements méthodologiques.....	101
II.1 L'évaluation des impacts locaux « toxicité » et « odeur » : État de l'art de l'évaluation <i>via</i> l'ACV	103
II.1.1 Considération de la dimension spatiale au travers des quatre étapes de l'ACV.....	104
II.1.2 Limites de l'évaluation des impacts locaux en ACV	107
II.1.2.1 Les différentes approches.....	108
II.1.2.1.1 Approche <i>Site Specific</i>	109
II.1.2.1.2 Approche <i>Site Generic</i>	109
II.1.2.1.3 Approche <i>Site Dependent</i>	110
II.1.2.1.4 Comparaison et analyse de ces trois approches	110
II.1.2.1.5 Le choix de l'approche <i>Site Dependent</i>	112
II.1.3 Focus sur l'impact toxicité.....	114
II.1.3.1 Définitions.....	115
II.1.3.2 Modalités et limites de l'évaluation de la toxicité en ACV.....	118
II.1.3.2.1 Méthodes de caractérisation dites de première génération	118
II.1.3.2.2 Méthodes de caractérisation dites de seconde génération.....	121
II.1.3.2.3 Limite de la formule de calcul de l'impact toxicité au sein de l'ACV.	131
II.1.3.2.4 Confrontation entre approche risque et ACV	133
II.1.4 Focus sur l'impact odeur	137
II.1.4.1 Définition	138

II.1.4.1.1	Processus de l'olfaction	138
II.1.4.1.2	Les grandeurs physiques relatives de l'olfaction.....	140
II.1.4.2	Modalités et limites de l'évaluation des odeurs.....	140
II.1.4.2.1	Lacune de l'ACV en matière d'évaluation des odeurs	140
II.1.4.2.2	Existence d'une approche « site ».....	141
II.1.5	Identification des paramètres à considérer pour une évaluation locale de la toxicité et des odeurs au moyen de l'ACV	143
II.1.5.1	Paramètres à considérer pour une évaluation locale de la toxicité.....	143
II.1.5.2	Paramètres à considérer pour une évaluation locale de l'odeur	144
II.2	Proposition méthodologique d'intégration de la différenciation spatiale lors de l'évaluation des impacts toxicité et odeurs via l'ACV	146
II.2.1	Méthodologie d'évaluation des impacts locaux.....	147
II.2.1.1	Besoin d'une étape entre l'inventaire et la classification	147
II.2.1.2	Une méthodologie en deux temps	148
II.2.1.2.1	Une étape de classification complexifiée.....	149
II.2.1.2.2	Le calcul du facteur de caractérisation	169
II.2.2	Discussion <i>a priori</i> sur cette proposition d'intégration de la dimension spatiale	173
II.2.2.1	Disponibilité des données.....	173
II.2.2.2	Utilisation du modèle USEtox	173
II.2.2.2.1	Les limites d'un modèle statistique	173
II.2.2.2.2	Question de la complétude des bases de données des substances sous USEtox	174
II.2.2.2.3	Modèle imbriqué versus modèle maillé	174
II.2.2.3	Une analyse de l'exposition non finalisée.....	175
II.2.2.4	L'introduction d'un droit à polluer.....	175
Conclusion.....		177
III. Chapitre 3 : Résultats, Limites et Perspectives		181
III.1	Mise en application de la méthodologie développée et retour auprès des acteurs	183
III.1.1	Application à une étude de cas.....	183
III.1.1.1	ACV comparative : filière TMB versus filière tout incinération.....	184

III.1.1.1.1 Collecte des données	186
III.1.1.1.2 Principe de fonctionnement du TMB	186
III.1.1.1.3 Méthode de caractérisation des impacts	187
III.1.1.1.4 Analyse et interprétation des résultats	187
III.1.2 ACV localisée : évaluation des impacts toxicité et odeur	194
III.1.2.1 Détermination de l'émission, du devenir et de l'exposition	197
III.1.2.1.1 Caractéristiques de l'émission	197
III.1.2.1.2 Analyse du devenir	198
III.1.2.1.3 Analyse de l'exposition	200
III.1.2.2 Évaluation et quantification de l'impact toxique	202
III.1.2.2.1 Analyse de l'effet toxique	202
III.1.2.2.2 Caractérisation de l'impact.....	206
III.1.2.3 Évaluation et quantification de l'impact odeur	207
III.1.2.3.1 Analyse de l'effet olfactif	207
III.1.2.3.2 Caractérisation de l'impact.....	210
III.1.2.4 Analyse et discussion des résultats obtenus	213
III.1.2.4.1 Base de données.....	213
III.1.2.4.2 Interprétation de l'analyse de l'effet.....	213
III.1.2.4.3 Discussion relative à la prise en compte de la concentration bruit de fond	214
III.1.3 Importance relative des paramètres spatiaux	216
III.1.3.1 Au sein du modèle USEtox.....	216
III.1.3.2 Pour le calcul de l'impact toxicité	218
III.1.4 Retour auprès des acteurs publics	222
III.2 Limites révélées par l'exemple d'application	225
III.2.1 Évaluation indépendante des émissions.....	225
III.2.2 Disponibilité des données	226
III.2.2.1 Substances non évaluées : pas de calcul d'impact.....	226
III.2.2.2 Concentration bruit de fond et droit à polluer	227
III.2.2.3 Seuil d'effet	227

III.3 Perspectives globales	228
III.3.1 Évaluation de l'exposition	228
III.3.2 Détermination de la nuisance olfactive potentielle	229
III.3.3 Le retour auprès des acteurs	229
Conclusion.....	231
Conclusion	234
Références bibliographiques	242
Annexes	258

GLOSSAIRE

ACV : Analyse du Cycle de Vie

ADN : Acide Désoxyribonucléique

ADP : Abiotic Depletion Potential

ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie

AF_a : Facteur d'extrapolation entre les différentes espèces *a*

AF₁ : Facteur d'extrapolation de la LOAEL vers la NOAEL

AF_n : Facteur d'extrapolation de la NOAEL vers la ED50

AF_t : Facteur d'extrapolation entre les différentes modalités d'exposition

AFNOR : Agence Française de NORmalisation

AMORCE : Association nationale des collectivités, des associations et des entreprises pour la gestion des déchets, de l'énergie et des réseaux de chaleur

ANR : Agence Nationale de la Recherche

AP : Acidification Potential

ASCV : Analyse Sociale du Cycle de Vie

ASTDR : Agence pour les substances toxiques et les maladies (ou US Environmental Protection Agency)

BREF : Best Available Techniques Reference document

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

BRS : Bio-stabilisateur Rotatif

BTP : Bâtiment et Travaux Publics

BW : Body Weight

CAP : Consentement à payer

CAS : Chemical Abstract Service

CE10 : Concentration efficace 10%

CE50 : Concentration efficace médiane

CE_{air U, Sols Agri G} : Matrice de la Concentration Environnementale du compartiment environnemental Air U aux Sols Agricoles G

CF : Facteur de caractérisation

CIRAIG : Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services

COVNM : Composé Organiques Volatiles Non Méthanique

CS : Collecte Sélective

CSR : Combustibles Solides de Récupération

DALY : Disability Adjusted Life Years

DCB : Dichlorobenzène

DL50 : Dose létale médiane

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DSENO: Dose Sans Effet Néfaste Observable

E_{air U, Sols Agri G} : Matrice émission du compartiment environnemental Air U aux Sols Agricoles G

ED50 : Dose d'Effet médiane

EF : Facteur d'effet (ou Effect Factor)

EI : Étude d'impacts

EMEP : European Monitoring and Evaluation Programme

ENSAM : École Normale Supérieure d'Arts et Métiers

EP : Eutrophication Potential

ER : Évaluation de Risques

ERE : Évaluation de Risques Environnementaux

ERS : Évaluation de Risques Sanitaires

EROM : European Reference Odour Mass

ESIS : European chemical Substances Information System

EUSES : European Union System for the Evaluation of Substances

FAEP : Freshwater Aquatic Ecotoxicity Potential

Fe : Flux élémentaire

FDS : Fiche de données de sécurité

FF : Facteur du devenir (ou Fate Factor)

FF_{air U, Sols Agri G} : Matrice du facteur du devenir du compartiment environnemental Air U aux Sols Agricoles G

FFOM : Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères

Fi : Flux de produit intermédiaire

Fp : Flux de produit

GES : Gaz à Effet de Serre

GWP : Global Warming Potential

HTP : Human Toxicity Potential

ICPE : Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

ICV : Inventaire du Cycle de Vie

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des RISques

INH : Volume d'air moyen inhale par un homme

INRA : Institut National de Recherche Agricole

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité

ILCD : International Life Cycle Data

IPCC : Integrated Pollution Prevention and Control

Irstea : Institut national de recherché en sciences et technologie pour l'environnement et l'agriculture

ISD : Installation de Stockage des Déchets

ISO : International Organization for Standardization

k : Coefficient de transfert entre compartiments environnementaux

LAEPSI: Laboratoire d'Analyses Environnementales des Procédés et Systèmes Industriels

LCA : Life Cycle Assessment

LCC : Life Cycle Costing

LCM : Life Cycle Management

LOAEL : Lowest Observable Effect Level

LT : Lifetime

MAETP : Marine Aquatic Ecotoxicity Potential

M_{air U, Sols Agri G} : Matrice de la masse de substance du compartiment environnemental Air U aux Sols Agricoles G

MFA : Material Flow Analysis

MTD : Meilleures Techniques Disponibles

N : Nombre de jours dans l'année (365)

NF : Norme Française

NOAEL : No Observable Adverse Effect Level

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Économique

ODP : Ozone layer Depletion Potential

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

ORDIF : Observatoire Régional des Déchets d'Ile de France

PAF : Potentially Affected Fraction

PAP : Porte À Porte

PAV : Point d'Apport Volontaire

PCI : Pouvoir Calorifique Inférieur

PDEDMA : Plan Départemental d'Élimination des Déchets Ménagers et Assimilés

PDF : Potentially Disappeared Fraction

Pe : Processus élémentaire

PET : Polytéréphtalate d'éthylène

PIP : Politique Intégrée des Produits

POCP : Photochemical Oxidation Creation Potential

POP : Polluants Organiques Persistants

REACH : Registration Evaluation and Authorization of CHemicals

REFIOM : Résidus d'Épuration des Fumées d'Incineration des Ordures Ménagères

REPA : Resources and Environmental Profiles Analysis

RO : Ratio d'Occurrence

SETAC : Society of Environmental Toxicology And Chemistry

SIG : Système d'Information Géographique

SOLLAC : SOciété Lorraine de LAminage Continu

STEP : Station d'Épuration

TETP : Terrestre Ecotoxicity Potential

TMB : Traitement Mécano-Biologique

PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

UO : Unité d'Odeur

USES : Uniform System for the Evaluation of Substances

V_{air U, Sols Agri G} : Matrice du volume du compartiment environnemental Air U aux Sols Agricoles G

XF : Facteur d'exposition (ou Exposure Factor)

TABLE DES FIGURES

Figure I.1: Type de collecte et tonnages collectés (ADEME, 2009).....	32
Figure I.2 : Schéma de la gestion des déchets ménagers et assimilés.....	38
Figure I.3 : Les étapes de l'Analyse du Cycle de Vie.....	48
Figure I.4 : Définition et exemple d'un système de produits.....	51
Figure I.5 : Arbre des processus et principales étapes du cycle de vie.....	52
Figure I.6 : Schéma d'un système multifonctionnel avec coproduits et déchets.....	56
Figure I.7 : Exemple de subdivision d'un processus.....	56
Figure I.8 : Exemple d'extension d'un processus.....	57
Figure I.9 : Exemple d'allocation physique.....	58
Figure I.10 : Définition de la notion d'impact potentiel.....	61
Figure I.11 : Chaîne de cause à effet d'un impact environnemental.....	62
Figure I.12 : Positionnement des méthodes midpoint et endpoint sur la chaîne de cause à effet d'un impact (AISSANI, 2008).....	64
Figure I.13 : Position des étapes de la gestion des déchets dans le cycle de vie d'un produit.....	67
Figure I.14: Nombre d'ACV déchets en fonction de l'année de publication.....	69
Figure I.15 : Origine (journal scientifique) des ACV déchets analysées.....	71
Figure I.16 : Pays à l'origine de l'ACV déchets.....	72
Figure II.1 : Chaîne de cause à effet d'un impact environnemental et sa modélisation.....	108
Figure II.2: Hypothèse de non linéarité de l'approche Site Dependent (POTTING et HAUSCHILD, 1997a) ; (AISSANI, 2008).....	112
Figure II.3 : Positionnement des approches Site Generic, Site Dependent et Site Specific au regard des modèles utilisés et du nombre de données à collecter.....	113
Figure II.4 : Exemple d'image utilisée par les opposants aux projets d'incinérateurs des déchets ménagers (CANALBLOG, 2008).....	115
Figure II.5 : Positionnement des méthodes endpoint selon la chaîne de cause à effet d'un impact.....	122
Figure II.6 : Courbe dose-réponse selon les approches Site Generic et Site Dependent (POTTING et HAUSCHILD, 1997b) et (AISSANI, 2008).....	132
Figure II.7 : Processus de l'olfaction (INSTITUT SUISSE DE BIOINFORMATIQUE, 2005).....	139
Figure II.8 : Modélisation du cheminement d'impact spatialisé de la toxicité.....	143
Figure II.9 : Modélisation du cheminement d'impact spatialisé odeur.....	144
Figure II.10 : Structure méthodologique proposée pour l'évaluation des impacts environnementaux locaux à partir du synoptique adapté de l'approche Site Dependent.....	149
Figure II.11 : Fonctionnement du modèle USEtox au travers des différents onglets pour le calcul du facteur de caractérisation de la toxicité.....	152
Figure II.12 : Principales étapes de l'évaluation des impacts toxicité et écotoxicité via USEtox inspiré de	

(HAUSCHILD, HUIJBREGTS, et al., 2008)	153
Figure II.13 : Structure du modèle USEtox	155
Figure II.14 : Transferts entre les compartiments environnementaux dans le modèle USEtox	156
Figure II.15 : Translation des boîtes environnementales du modèle USEtox pour l'évaluation locale ..	159
Figure II.16 : Modélisation d'un nouveau transfert entre l'eau douce locale et l'eau douce globale.....	159
Figure II.17 : Détermination des dimensions de la boîte locale pour l'impact toxicité.....	160
Figure II.18 : Procédure d'extrapolation pour déterminer le facteur de l'effet au sein de USEtox.....	165
Figure II.19 : Roue des odeurs du compost inspirée de (ROSENFELD, CLARK, et al., 2007).....	171
Figure III.1 : Schéma général simplifié de la filière TMB type Varennes-Jarcy	186
Figure III.2 : Comparaison des impacts générés des filières TMB et Tout incinération en valeurs relatives par rapport à l'ensemble des catégories d'impacts de la méthode CML 2001.....	188
Figure III.3 : Comparaison des impacts évités des filières TMB et Tout incinération en valeurs relatives par rapport à l'ensemble des catégories d'impacts de la méthode CML 2001.....	189
Figure III.4 : Comparaison des impacts générés par les activités de premier plan par rapport aux impacts générés par les activités d'arrière plan de la filière TMB.....	190
Figure III.5 : Répartition des impacts générés par les activités de premier plan de la filière TMB	192
Figure III.6 : Structure du modèle USEtox modifié et adapté à l'évaluation locale	199
Figure III.7 : Positionnement de la NOAEL et de la LC50 sur la courbe dose-réponse	205
Figure III.8 : Chaîne de cause à effet de l'impact odeur	229

TABLE DES TABLEAUX

Tableau I.1 : Quantités de déchets produits en France pour l'année 2009 (en millions de tonnes et pourcentages) (ADEME, 2009)	30
Tableau I.2 : Destination des déchets ménagers et assimilés collectés par le service public (ADEME, 2009).....	33
Tableau I.3 : Répartition des différentes catégories d'impacts en fonction de leur échelle spatiale (AISSANI, 2008)	60
Tableau I.4 : Catégories d'impacts évaluées dans les ACV déchets analysées	80
Tableau I.5 : Informations complémentaires évaluées dans les ACV déchets analysées	81
Tableau I.6 : Utilisation des méthodes de caractérisation midpoint dans les ACV déchets analysées	84
Tableau I.7 : Utilisation des méthodes de caractérisation endpoint dans les ACV déchets analysées	85
Tableau I.8 : Utilisation des méthodes de caractérisation midpoint et endpoint dans les ACV déchets analysées	85
Tableau II.1: Considération de la dimension spatiale au sein des quatre étapes de l'ACV (AISSANI, 2008)	105
Tableau II.2 : Facteurs de caractérisation pour la méthode de caractérisation CML	119
Tableau II.3 : Évaluation de la toxicité par les méthodes de caractérisation dites de première génération	120
Tableau II.4 : Évaluation de la toxicité par les méthodes de caractérisation classiques dites de seconde génération.....	123
Tableau II.5 : Évaluation de la toxicité par les méthodes de caractérisation dites de seconde génération dédiées à l'évaluation de la toxicité uniquement.....	129
Tableau II.6 : Comparaison ACV et ER	135
Tableau III.1 : Synthèse de l'ACV comparative TMB versus incinération.....	185
Tableau III.2 : Activités de premier plan et d'arrière plan considérées.....	190
Tableau III.3 : Contribution des activités de premier plan de la filière TMB aux impacts « toxicité » générés	192
Tableau III.4 : Contribution des activités de premier plan de la filière TMB aux impacts « toxicité » générés sans l'épandage des métaux lourds et les émissions à l'incinération.....	194
Tableau III.5 : COVNM émis et mesurés dans le cadre de la filière de TMB	195
Tableau III.6 : Quantification des émissions de COVNM.....	197
Tableau III.7 : Analyse du devenir des COVNM émis pour l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs	200
Tableau III.8 : Analyse de l'exposition des COVNM émis pour l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs	201
Tableau III.9 : Valeurs des NOAEL et LC50 et leurs écarts pour les substances étudiées.....	203

Tableau III.10 : Analyse de l'effet toxique des COVNM émis	205
Tableau III.11 : Caractérisation de l'impact toxique pour les COVNM émis présentant un risque d'impact	207
Tableau III.12 : Valeurs de seuils olfactifs et leurs écarts pour les substances étudiées.....	208
Tableau III.13 : Analyse de l'effet olfactif des COVNM émis	209
Tableau III.14 : Définition des types d'odeurs et des substances de référence associées pour les COVNM retenus	211
Tableau III.15 : Caractérisation de l'impact olfactif pour les COVNM émis présentant un risque d'impact	212
Tableau III.16 : Quantification des impacts en fonction du type d'odeur.....	212
Tableau III.17 : Calcul du ratio d'occurrence toxique sans considérer les concentrations bruit de fond	215
Tableau III.18 : Calcul du ratio d'occurrence olfactif sans considérer les concentrations bruit de fond.....	215
Tableau III.19 : Écarts relatifs calculés dans le cadre de la détermination de la concentration environnementale via le modèle USEtox.....	217
Tableau III.20 : Mise en perspective des résultats avec la méthode de caractérisation CML 2001.....	219
Tableau III.21 : Mise en perspective des résultats avec le modèle de caractérisation USEtox dans sa version par défaut.....	220

RESUME

La gestion des déchets ménagers concentre des enjeux opérationnels (efficacité du service public), des enjeux stratégiques (coûts du traitement) et des enjeux environnementaux (traitements performants et qualité de vie des riverains). On observe depuis quelques années une montée en puissance des dispositifs de quantification des impacts environnementaux, qui ajoutent l'espace du calcul environnemental aux espaces déjà constitués et instrumentés des calculs techniques et économiques. Différents outils d'évaluation environnementale peuvent être utilisés tels que l'Empreinte Écologique, le Bilan Carbone ou encore l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Au regard de sa capacité à évaluer des enjeux globaux et multiples, l'ACV est l'outil le plus souvent utilisé. L'ACV évalue les impacts environnementaux potentiels d'un système (produit ou service) en identifiant et en quantifiant les entrants et les sortants de ce système et en les traduisant en impacts environnementaux potentiels. Elle se caractérise par un fort degré d'abstraction et de ce fait elle évalue de manière pertinente les impacts globaux, tels que le changement climatique ou la déplétion de la couche d'ozone, mais est peu adaptée à une évaluation des impacts locaux tels que l'acidification, l'eutrophisation ou encore la toxicité du fait de la nécessaire finesse de prise en compte des conditions de l'émission engendrant potentiellement ces impacts.

Au cours de la caractérisation des impacts (étape de quantification des impacts), les conditions spatio-temporelles de l'émission ne sont pas intégrées à l'évaluation des impacts et l'hypothèse d'un environnement standard impacté est faite par le biais de l'approche *Site Generic*. Pour tendre à une évaluation plus robuste des impacts locaux, l'approche *Site Dependent* a été développée depuis la fin des années 90. Cette approche vise à prendre en compte les caractéristiques spatio-temporelles de la source d'émission et du milieu impacté influençant le devenir d'une substance dans l'environnement et l'exposition des cibles à cette substance.

Ce travail de thèse vise à développer une méthodologie d'évaluation « spatialisée » des impacts environnementaux locaux que sont la toxicité (ou atteinte à la santé humaine) et les odeurs et leur intégration à la méthodologie d'ACV. L'intérêt et les limites de ce développement méthodologique sont mis en évidence dans une application de l'évaluation des performances environnementales de systèmes de gestion des déchets municipaux, secteur d'activité soumis à une évaluation environnementale systématique lors de la planification départementale et théâtre de nombreuses controverses dont l'évaluation des impacts locaux est souvent le cœur.

La méthodologie d'évaluation développée dans le cadre de cette thèse repose sur l'approche *Site Dependent* et permet de prendre en compte le devenir de la substance et les conditions d'exposition pour déterminer, dans un premier temps, l'occurrence de l'impact et, dans un deuxième temps, son intensité. Ce développement méthodologique, pour intégrer la différenciation spatiale lors de l'évaluation des impacts, est appliqué à deux impacts locaux reflétant des problématiques locales fortes pour beaucoup de secteurs industriels mais notamment pour le secteur du traitement des déchets : la toxicité et les odeurs. Concernant l'évaluation de la toxicité, il s'agit de caractériser l'impact de manière plus robuste que cela est classiquement fait en ACV en intégrant les caractéristiques spatiales. Pour l'impact odeurs, il s'agit de construire une première voie vers la quantification de cet impact, non évalué par les outils génériques d'évaluation environnementale. L'efficacité de cette différenciation spatiale est testée par l'évaluation comparative des performances environnementales de traitement des déchets municipaux soit biologiquement (traitement mécano-biologique par méthanisation et compostage) soit thermiquement (incinération). Ces deux filières sont porteuses d'enjeux locaux contrastés : odeurs pour le traitement biologique et toxicité pour le traitement thermique.

ABSTRACT

Municipal solid waste management focuses operational issues (efficiency of public service), strategic issues (processing costs) and environmental issues (efficient process and residents quality of life). We observed recently a development of measures to assess environmental impacts, which add the environmental impact to technical and economical calculations. Different environmental assessment tools can be used such as the Ecological Footprint, Carbon Footprint or Life Cycle Assessment (LCA). Due to its ability to assess global and multiple issues, LCA is most often used. LCA assesses potential environmental impacts of a system or a product identifying and quantifying inputs and outputs of the system and converting them into potential environmental impacts. LCA is characterized by a high degree of abstraction and therefore is a relevant method to assess global impacts such as climate change or ozone layer depletion. But this method is not suitable to assess local impacts such as acidification, eutrophication or human toxicity due to the required precision to take into account the conditions of emission that potentially cause the impacts.

During the characterization of impacts (impact quantification step), spatiotemporal conditions of emission are not integrated to the impact assessment and a standard impacted environment is assumed using the *Site Generic* approach. In order to bring a solid assessment of local impacts, the *Site Dependent* approach has been developed since the late 90's. This approach aims to take into account the spatial and temporal characteristics of the emission source and the impacted environment that influence the fate of a substance in environment and the exposure of target to this substance.

This PhD work aims to develop a methodology of spatial assessment for two local environmental impacts (human toxicity and odours) and their integration to LCA. Advantages and limitations of this development are highlighted in the assessment of environmental performances of municipal solid waste systems. This sector is subjected to systematic environmental assessment during administrative planning and is prone the numerous controversies in which assessment of local impacts is often the heart of the matter.

The methodology developed is based on the *Site Dependent* approach and allows to take into account the fate of the substance and the exposure conditions to determine firstly the occurrence of the impact and secondly its intensity. This methodology aiming to integrate spatial differentiation in assessment of impacts, is applied to two local impacts reflecting strong local issues for many sectors, but particularly in the sector of waste treatment: human toxicity and odours. For the human toxicity assessment, the aim is to characterize impacts in more solid way than in conventional LCA that integrates spatial characteristics. For impact odour, the aim is to develop a first approach to quantify this impact, but not assessed by generic tools used for environmental assessment. The efficiency of this spatial differentiation is evaluated *via* assessment of the environmental performance of a municipal waste treatment either biological (mechanical-biological treatment by anaerobic digestion and composting) or thermal (incineration). These two treatments are subjected to contrasted local issues: odour for biological treatment and human toxicity to thermal treatment.

INTRODUCTION

Depuis une dizaine d'années, la gestion des déchets est élevée au rang de priorité nationale et européenne. Sous l'impulsion des réglementations européenne et française, les pratiques des entreprises et des collectivités territoriales se modifient en profondeur et appellent à des comportements plus responsables. Pour les collectivités territoriales françaises, la gestion des déchets ménagers, issus des ménages et collectés dans le cadre du service public, représente un enjeu économique et social mais doit également répondre à des obligations en matière de protection et de préservation de l'environnement. Actuellement et selon la réglementation européenne, le terme gestion des déchets ménagers regroupe l'ensemble des opérations et des moyens mis en œuvre pour limiter, recycler, valoriser ou éliminer les déchets : la prévention, la collecte, le transport, le tri, le traitement et l'élimination (DIRECTIVE 2008/98/CE, 2008).

La gestion des déchets ménagers est un pouvoir de l'État, décentralisé aux collectivités territoriales telles que les communes ou les départements. Pour gérer cette responsabilité, et depuis le 1^{er} Janvier 2005, les collectivités territoriales sont chargées d'élaborer et de réviser les Plans Départementaux d'Élimination des Déchets Ménagers et Assimilés (PDEDMA) (CIRCULAIRE DU 17/01/05, 2005). Pour élaborer ou réviser ces plans, les collectivités locales doivent organiser un processus décisionnel visant à statuer sur les actions à mettre en place en vue de l'élimination des déchets ménagers et assimilés. Pour élaborer ce plan, chaque département doit constituer une commission consultative composée de différents acteurs locaux tels que des élus, des chefs des services déconcentrés de l'État, des représentants d'institutions publiques (CCI, ADEME,...), des représentants des industriels chargés du traitement et de l'élimination des déchets et des représentants d'associations de consommateurs et de protection de l'environnement. L'ensemble de ces acteurs locaux peut être regroupé sous le terme « décideurs locaux ». Les modalités relatives à la mise en place d'un processus décisionnel en matière de gestion des déchets ménagers, prévoient la consultation et l'information du public au travers d'une enquête publique (DECRET N°2011-2018, 2011). C'est une obligation réglementaire où l'avis du citoyen est sollicité *a minima* avant l'acceptation d'un projet (lors de l'enquête publique). Depuis 1995, une nouvelle forme de sollicitation du public, plus importante, peut être mise en place : le débat public. Ce type de débat est organisé afin de répondre à des objectifs de consultation mais également de concertation tout au long du processus décisionnel. Ces nouvelles formes de débat participatif sont de plus en plus courantes et concernent en premier lieu des décisions locales où les citoyens sont directement impactés par la nature de la décision. En matière de gestion des déchets ménagers, les citoyens sont impliqués dans le processus décisionnel et ainsi alimentent le débat public. Ces processus sont, alors, souvent le théâtre de controverses notamment au sujet des nuisances potentiellement générées par les différentes étapes de traitement et de valorisation des déchets ménagers pouvant mener à des difficultés lors du processus décisionnel : usine d'incinération à Niort (79) en 2004, usine d'incinération de Marseille (13) en 2008, usine de méthanisation à Montpellier (34) en 2010 ou encore l'usine de méthanisation à Romainville (93) en 2012. Malgré l'ouverture au public de ces débats, la décision finale est souvent prise en fonction des

problématiques économiques et politiques, avec pour toile de fond les questions d'acceptabilité de ces installations de la part des citoyens riverains requérant des nuisances et pollutions moindres.

Dès lors, depuis 2001, la prise en compte de la dimension environnementale est imposée aux collectivités territoriales *via* la réalisation d'une évaluation environnementale pour certains plans et programmes, notamment les plans d'élimination des déchets ménagers (DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT, 2001). Pour réaliser cette évaluation environnementale et intégrer la problématique de la protection et de la préservation de l'environnement à leur décision, les décideurs locaux ont différents outils à leur disposition. L'Analyse du Cycle de Vie (ACV), le Bilan Carbone® ou encore l'Empreinte Écologique sont les trois outils les plus utilisés. L'ACV est un outil normalisé (ISO 14040, 2006) ; (ISO 14044, 2006) qui permet d'évaluer les impacts environnementaux potentiels d'un produit, d'un procédé ou d'un service en considérant toutes les étapes de son cycle de vie de l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets, en passant par les étapes de conception et d'utilisation de l'objet évalué. Le Bilan Carbone® est un outil de comptabilisation des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES) qui a été développé par l'ADEME et qui permet l'évaluation de l'impact en termes de changement climatique d'un produit ou d'un service. Enfin, l'Empreinte Écologique permet d'évaluer la pression exercée par l'activité humaine sur l'environnement par une quantification de la « surface productive » nécessaire à une population pour vivre de façon durable. Un inventaire des situations d'usage des outils d'évaluation environnementale, réalisé dans le cadre du projet de recherche PRODDEVAL¹, permet de constater que l'ACV est l'outil le plus utilisé au sein des processus décisionnels de gestion des déchets ménagers (22 cas d'ACV sur 35 cas étudiés, soit 65%) (SCHLIERF, AISSANI, *et al.*, 2012). L'utilisation de l'ACV dans un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers permet de sélectionner un scénario de traitement parmi plusieurs au regard de ses impacts sur l'environnement. L'ACV présente un caractère multicritère qui permet au praticien d'obtenir une quantification pour une dizaine de catégories d'impacts telles que la toxicité, le changement climatique, la formation d'ozone photochimique, l'écotoxicité, la déplétion de la couche d'ozone, l'acidification ou encore l'eutrophisation. Une de ses principales forces est son caractère holistique qui permet l'identification des transferts d'impact potentiel entre différentes étapes du cycle de vie d'un système.

Bien que l'ACV soit l'outil le plus utilisé en matière d'évaluation environnementale, ses résultats sont très peu examinés dans le processus de décision, et la décision finale n'intègre que rarement les problématiques environnementales par rapport aux problématiques économiques et sociales qui prédominent. Les dimensions sociales et socioéconomiques commencent à être intégrées dans l'ACV par le développement de l'ACV sociale (Analyse Sociale du Cycle de Vie). L'ajout de la dimension sociale à l'ACV est apparue dans les années 90 sans toutefois proposée

¹ Le projet PRODDEVAL (PROcessus Décisionnels Déchets et ÉVALuation) ou « L'objectivation et la démocratisation des choix en matière de gestion des déchets – Utilisation des outils d'évaluation

de méthode d'évaluation (FAYA, 1993). Il faudra attendre 2009 et la publication des Lignes Directrices (BENOIT et MAZIEN, 2009) par la SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) et le PNUE (Programme des Nations Unies pour l'Environnement) pour définir l'ASCV comme une technique d'évaluation des impacts sociaux et socioéconomiques (REVERET et PARENT, 2012). La non intégration des problématiques environnementales à l'évaluation semble être imputable au manque d'appropriation des résultats par les décideurs locaux. Ce manque d'appropriation est en partie lié à la complexité de l'outil qui nécessite une analyse robuste des résultats pour répondre aux objectifs de l'évaluation, analyse difficilement accessible à des néophytes (AISSANI, BARBIER, *et al.*, 2012). Le manque d'appropriation des résultats par les acteurs locaux est également lié au caractère multicritère de l'ACV qui présente des inconvénients dans le cadre d'un processus décisionnel. En effet, l'évaluation multicritère est synonyme de contrainte pour le décideur qui n'obtient pas de score unique et ne dispose pas des compétences nécessaires pour analyser et interpréter les résultats fournis par l'ACV. D'après BAUMANN, ce manque d'appropriation des résultats par les acteurs locaux pourrait être limité par l'identification d'une figure essentielle appelée « entrepreneur » qui faciliterait l'introduction de l'outil et son adaptation dans le processus décisionnel concerné (BAUMANN, 2000). Pour COLLINS et FLYNN, la traduction de l'intérêt de l'ACV au sein du processus décisionnel n'apparaît pas suffisante pour l'appropriation des résultats. Pour eux, cette appropriation semble être liée au travail conjoint entre des chercheurs (chargés de l'élaboration de la procédure d'évaluation environnementale) et des techniciens de la collectivité (COLLINS et FLYNN, 2007). De façon plus générale, la fonction principale de l'entrepreneur serait de s'assurer de la participation et de l'appropriation de la méthodologie de la part d'acteurs clés tels que les techniciens ou les responsables hiérarchiques (AISSANI, BARBIER, *et al.*, 2012).

Dans la mesure où la gestion des déchets ménagers est une compétence locale, celle-ci doit répondre à des problématiques nationales en termes de quantité traitée et éliminée mais également à des enjeux locaux qui peuvent différer d'un territoire à un autre. En effet, les citoyens exigent des réponses en matière de pollutions et de nuisances locales liées au fonctionnement d'une installation de traitement. La considération de ces enjeux locaux apparaît prépondérante dans un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers. Cependant, l'ACV est un outil d'évaluation globale qui ne permet pas d'intégrer les conditions du milieu d'émission à l'évaluation des impacts. Or, certains impacts environnementaux apparaissent très fortement dépendants de ces conditions locales, notamment les impacts locaux. L'intégration de ces conditions locales apparaît dès lors prépondérante dans l'étape d'évaluation de certains impacts environnementaux potentiels.

Pour évaluer les impacts environnementaux d'un système, d'un produit ou d'un service, l'ACV se décompose en quatre étapes (ISO 14044, 2006). Une première étape de définition des objectifs et du champ de l'étude permet de déterminer très clairement les raisons de la réalisation de l'étude ACV. La seconde étape, est une étape d'inventaire qui consiste à quantifier les différents flux entrants et sortants du système (bilans énergétique et massique). La troisième étape est l'étape d'évaluation des impacts environnementaux potentiels. Enfin, la dernière étape correspond à l'étape d'interprétation des résultats et permet de conclure et

d'établir des recommandations pour répondre aux objectifs définis lors de la première étape. C'est au cours de la troisième étape que le lien entre les données d'inventaire et les impacts environnementaux est établi. Ce lien est réalisé au travers des phases de classification et de caractérisation. Actuellement, le lien substance/catégorie d'impact est établi uniquement en fonction de la nature du flux (classification). Le calcul de l'impact environnemental est réalisé à partir d'un facteur de caractérisation et des données d'inventaire (caractérisation). Le passage entre l'étape d'inventaire et l'étape d'évaluation des impacts est particulièrement sensible dans la mesure où les informations spatiales contenues dans l'inventaire ne sont pas utilisées lors de la quantification de l'impact environnemental. La pertinence du calcul de l'impact peut alors être remise en question.

Le but de ce travail est de repenser une évaluation des impacts locaux et d'essayer de coupler l'approche globale à une évaluation plus fine basée sur l'approche risque pour les impacts locaux. Il s'agit de développer une méthodologie d'évaluation des impacts locaux en intégrant les caractéristiques de la source d'émission et du milieu impacté.

La structure de ce mémoire de thèse s'articule autour de trois chapitres. En premier lieu, il s'agit de définir les contextes dans lesquels s'insèrent ces travaux de recherche, à savoir, la gestion des déchets ménagers et l'ACV. Le premier élément de contexte est traité *via* une description de la production, du traitement et de la valorisation des déchets ménagers en France au vu des prérogatives issues des réglementations européenne et française qui s'y appliquent. Ensuite, la section suivante présente quelques éléments factuels de l'ACV tels que son historique. Puis, les quatre étapes de l'ACV sont détaillées pour permettre, par la suite, *via* une analyse bibliographique des études de cas d'ACV « déchets », l'identification des particularités méthodologiques d'une application de l'ACV à l'évaluation de systèmes de gestion des déchets.

Le second chapitre est consacré au développement méthodologique pour une évaluation localisée des enjeux locaux identifiés comme prépondérant, la toxicité et des odeurs *via* l'ACV. Au sein de la première section, un état des lieux relatif aux capacités de l'ACV à évaluer les enjeux locaux est réalisé. Cet état des lieux permet d'identifier les modalités actuelles concernant l'évaluation des enjeux locaux et leurs limites. Des focus sur les impacts toxicité et odeurs et leurs modalités d'évaluation sont réalisés. La deuxième section de ce chapitre est consacrée au développement d'une méthodologie d'évaluation propre à la toxicité et aux odeurs. Cette évaluation est réalisée au moyen de l'adaptation d'un modèle existant (USEtox) qui permet d'étudier et de déterminer le devenir de la substance dans l'environnement en intégrant certains paramètres spatiaux à l'évaluation. La méthodologie d'évaluation proposée est construite selon la chaîne de cause à effet d'un impact, enchaînement d'items permettant la modélisation d'un impact sur l'environnement. À la suite de ce développement, il est d'ores et déjà possible d'identifier certains points de discussion.

Le troisième chapitre est dédié aux résultats obtenus lors de la mise en application de la méthodologie proposée dans le cas de l'évaluation environnementale d'une filière de Traitement Mécano-Biologique. Au sein de la première section, des scores d'impacts pour la

toxicité et les odeurs sont calculés à partir de la méthode développée pour un certain nombre de composés chimiques : les Composés Organiques Volatiles Non Méthaniques. Dans la continuité de ce travail de mise en application, un retour auprès des acteurs est réalisé dans l'objectif de confronter les apports de la méthodologie développée au terrain : un processus décisionnel fictif. Ce premier exemple d'application permet de mettre en lumière certaines limites au sein d'une seconde section. La troisième section de ce chapitre permet d'identifier les perspectives globales de ce travail de thèse notamment en ce qui concerne l'analyse de l'exposition et l'évaluation de la nuisance olfactive.

I. CHAPITRE 1 : GESTION DES DECHETS MENAGERS ET
ANALYSE DU CYCLE DE VIE

I.1 LA GESTION DES DECHETS

La gestion des déchets désigne l'ensemble des opérations et des moyens mis en œuvre pour limiter, recycler, valoriser ou éliminer les déchets : la prévention, la collecte, le transport, le tri, le traitement et l'élimination (DIRECTIVE 2008/98/CE, 2008). La gestion actuelle des déchets ménagers s'est élaborée au fil des siècles. D'une manière générale, les rapports entre les hommes et leurs déchets ont toujours été complexes (SPERANDIO, 2001). Des écrits datant du X^{ème} siècle à nos jours permettent d'illustrer les difficultés rencontrées par les hommes pour répondre à cette problématique de gestion et d'élimination des déchets ménagers. Au fil des évolutions liées à l'urbanisation, la mécanique, l'hygiène et l'industrie, la gestion des déchets en France s'est structurée et organisée autour d'une réglementation nationale et européenne visant à définir les rôles des différents acteurs publics et privés en matière de collecte, de traitement et d'élimination. Dans un souci constant de réduction des tonnages et de diminution des impacts environnementaux, différentes filières de traitement des déchets ménagers se sont développées : incinération, stockage, traitement mécano-biologique, recyclage et traitement biologique. Au regard des avantages et des inconvénients connus de chaque filière, les décideurs locaux sont responsables du respect des obligations réglementaires nationales et européennes mais également des réponses aux attentes de leurs administrés.

La gestion des déchets municipaux doit répondre à des enjeux très divers tels que l'augmentation des taux de valorisation, la réduction des rejets, les problématiques d'aménagement du territoire et l'implication des producteurs de déchets. L'engouement pour les différentes techniques de traitement, de valorisation et d'élimination des ordures ménagères est cyclique et au fil du temps, aucune technique ne semble s'imposer. Les préoccupations majeures (ou les plus déterminantes) des décideurs publics, des entreprises privées et des riverains sont également cycliques, tantôt économiques environnementales ou sanitaires.

I.1.1 Tonnages produits, collectés et traités

Depuis plusieurs années, la gestion des déchets ménagers est élevée au rang de priorité nationale, et doit répondre à des problématiques environnementales, sociales, économiques et techniques. Les tonnages produits par les ménages français augmentent régulièrement, et pour répondre à cette augmentation constante, la collectivité doit prévoir et anticiper les mesures visant à assurer la collecte et le traitement des déchets ménagers et à stabiliser voire réduire leur production.

I.1.1.1 La production des déchets ménagers et assimilés

En 2009, la France a produit 770 millions de tonnes de déchets (ADEME, 2012). Ce tonnage comprend les déchets des collectivités, les déchets des ménages, les déchets d'activités, déchets de l'agriculture et de la sylviculture, les déchets de la construction et ceux du Bâtiment et Travaux Publics (BTP) (Tableau I.1). Les déchets des ménages représentent environ 32 millions de tonnes. L'évolution des modes de vie, de consommation, des habitudes alimentaires

et la croissance démographique ont une forte incidence sur les quantités de déchets produits. Même si la production de déchets ménagers en France semble se stabiliser, on constate tout de même une légère augmentation des tonnages : 28 millions de tonnes en 2004, 31 millions de tonnes en 2006 et 32 millions de tonnes en 2009. Au regard du temps nécessaire pour l'actualisation des données concernant la production des déchets en France, les chiffres les plus récents concernent l'année 2009.

Tableau I.1 : Quantités de déchets produits en France pour l'année 2009 (en millions de tonnes et pourcentages) (ADEME, 2009)

Déchets des collectivités	Déchets des ménages		Déchets d'activités		Déchets de l'agriculture et sylviculture	Déchets de la construction et du BTP
5,3	31,9		106		374	253
0,7%	4,1%		13,8%		48,6%	32,8%
Voiries et marchés 3,0	Déchèteries et encombrants 12,5	Ordures ménagères 19,3	Déchets non dangereux 98		Déchets dangereux 8	
Boues de stations d'épuration 1,3	Déchets dangereux 0,1		Dont collectés en ordures ménagères 4,8	Dont collectes privées 93,2		
Déchets verts 1,0						
Déchets municipaux			42			
Déchets ménagers et assimilés			37			
Ordures ménagères et assimilées			26			

Pour comprendre la complexité de la gestion des déchets ménagers et assimilés, il est nécessaire de différencier les déchets en fonction de leur origine. Le tableau précédent permet d'identifier la part des différents secteurs dans la production des déchets en France (Tableau I.1). Ce tableau permet également de définir différentes notions

- Les déchets municipaux : déchets des collectivités + déchets des ménages ;
- Déchets ménagers et assimilés : déchets des ménages (ordures ménagères + déchèteries et encombrants et déchets dangereux) + déchets d'activités collectées par le service public ;
- Ordures ménagères et assimilées : ordures ménagères + déchets d'activités collectées par le service public.

Les collectivités produisent 1% des déchets, alors que les secteurs de l'agriculture et de la sylviculture en représentent 49%. Les coûts liés à la collecte et au traitement des déchets municipaux sont supportés par la collectivité alors que les coûts similaires pour les déchets issus d'activités tels que les déchets de l'agriculture, de la sylviculture ou encore ceux du BTP sont supportés par les producteurs. En termes d'impacts environnementaux, il apparaît difficile de statuer sur le type de déchets qui en génèrent le plus au regard des nombreux impacts environnementaux générés par les activités de collecte et de traitement de tous ces types de déchets. Le tonnage français produit par les ménages représente 4% du tonnage total, ce qui peut apparaître faible au regard de 49% liés aux activités agricoles et sylvicoles. Cependant, les problématiques liées à la collecte et au traitement des déchets ménagers résident dans la diversité de leur composition qui peut s'avérer peu ragoutante mais également de part leur concentration géographique principalement limitée aux villes et/ou aux zones urbaines.

En 2009, les collectivités territoriales françaises ont collecté et traité 374 kg d'ordures ménagères par habitant et par an. Au niveau européen, ce tonnage annuel s'échelonne entre 316 kg par an et par habitant pour des pays tels que la Pologne, la République Tchèque, la Lituanie, la Lettonie et l'Estonie et 833 kg par habitant et par an pour des pays tels que l'Irlande, les Pays-Bas, le Danemark et la Suisse (ADEME, 2012).

I.1.1.2 La collecte des déchets ménagers et assimilés

La collecte des ordures ménagères est la première étape de la gestion des déchets qui incombe à la collectivité. Actuellement il existe différents modes de collecte :

- Points d'apport volontaire (aériens ou enterrés) : bornes de tri ou points de recyclage à différents endroits sur le territoire où les habitants viennent déposer leurs déchets recyclables ;
- Collecte en porte à porte (ordures ménagères résiduelles et recyclables) : collecte des ordures ménagères résiduelles et recyclables déposées par les habitants au pas de leur porte ou au point de ramassage fixé par la collectivité.

En 2009, le service public français a collecté environ 42 millions de tonnes de déchets dont la répartition par type et origine est présentée sur la Figure I.1. Ces 42 millions de tonnes de déchets ne sont pas collectées de façon identique. Leur collecte diffère selon le type de déchet mais également selon les filières de valorisation ou de traitement prévues.

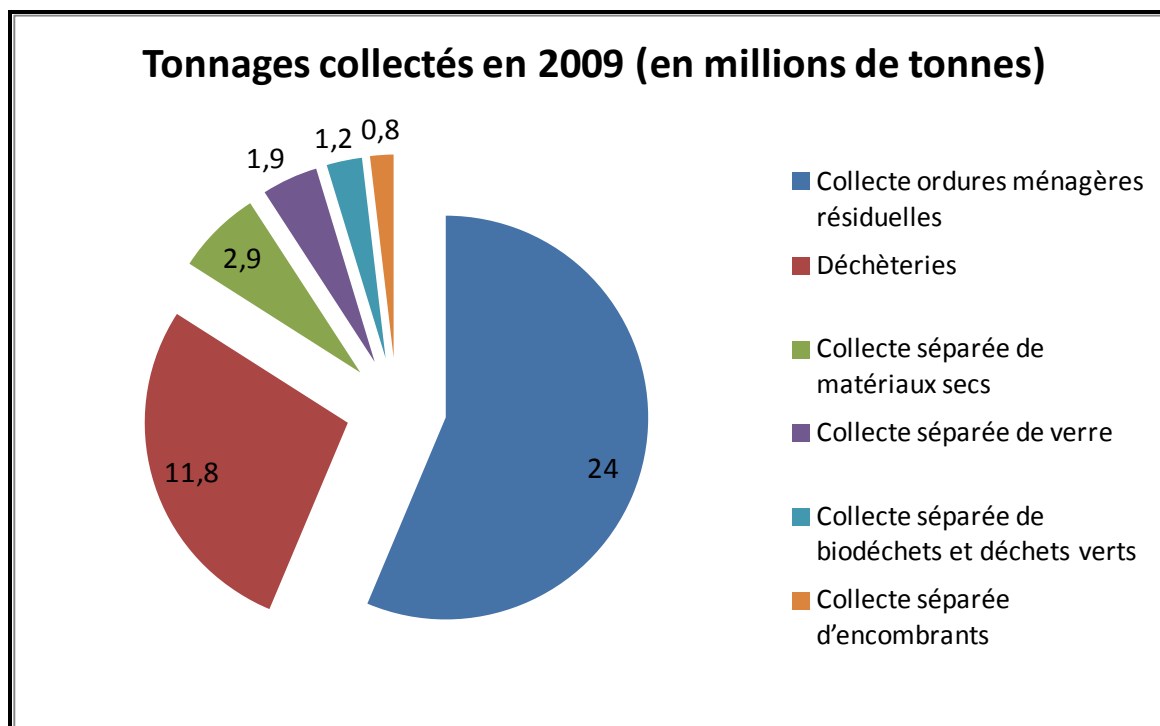


Figure I.1: Type de collecte et tonnages collectés (ADEME, 2009)

En 2009, la majorité des déchets ont été collectés par les systèmes de points d'apport volontaires ou en porte à porte (24 millions de tonnes sur les 42 millions de tonnes produites). Les déchèteries permettent également de collecter environ 12 millions de tonnes. Les fractions restantes peuvent être regroupées sous l'appellation collectes sélectives et regroupent les collectes des matériaux secs, du verre, des encombrants, des bio-déchets et des déchets verts.

La mise en place des mesures de prévention et de la tarification incitative (facturation au poids ou au volume produit) entraîne une réduction des tonnages de déchets collectés et en parallèle une augmentation des tonnages apportés en déchèterie (transfert de flux).

Une fois collectés par le service public, les 42 millions de tonnes de déchets sont acheminés dans différentes installations de traitement.

I.1.1.3 Le traitement des déchets ménagers et assimilés

En 2009, d'après l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), 37% des déchets ménagers et assimilés collectés par le service public sont orientés vers le recyclage et 33% vers de la valorisation énergétique : incinération et méthanisation (Tableau I.2) (ADEME, 2009).

Tableau I.2 : Destination des déchets ménagers et assimilés collectés par le service public (ADEME, 2009)

Filières de traitement	Tonnage collecté (en millions de tonnes)
Valorisation énergétique : incinération et méthanisation	11
Stockage	10
Valorisation matière	7,8
Valorisation organique	5,5
Stockage pour inertes	1,6
Non précisé	1,2
Incinération sans valorisation énergétique	0,6
Tonnage total	37,7

La filière valorisation énergétique (onze millions de tonnes) comprend la valorisation énergétique issue des incinérateurs et des installations de méthanisation. Actuellement, dix millions de tonnes de déchets ménagers et assimilés sont toujours envoyés en installation de stockage. Concernant l'incinération de six cents mille tonnes de déchets, il s'agit ici des tonnages incinérés mais ne bénéficiant pas d'une valorisation énergétique.

Dans l'objectif ultime de réduire les impacts environnementaux liés à la gestion des déchets, les réglementations française et européenne imposent un cadre réglementaire en perpétuelle évolution.

I.1.2 Réglementation en matière de gestion des déchets ménagers

La mise en place progressive d'un système de gestion des déchets ménagers et assimilés d'un point de vue réglementaire a débuté suite au premier choc pétrolier où il était alors question de limiter le gaspillage. C'est à partir de ce moment-là que les déchets produits par les ménages ne sont plus uniquement des gisements à éliminer mais sont également des gisements à valoriser tout en gardant pour principal objectif la protection de l'Homme et de l'environnement.

I.1.2.1 Mise en place de la politique déchets

La réglementation concernant la gestion des déchets a été initiée par l'Union Européenne en 1975. La même année, la France a également fixé le cadre juridique lié aux déchets. Ces premiers textes réglementaires visent à définir les principaux fondements de la gestion des déchets mais également les instances responsables.

Au niveau européen, la directive de 1975 pose les bases de la politique déchets en Europe (DIRECTIVE 75/442/CEE, 1975). Elle définit les grandes notions telles que le déchet et l'élimination. Le terme déchet correspond à « toute substance ou tout objet dont le détenteur se défait ou a l'obligation de se défaire ». En 1975, l'élimination regroupe « le ramassage, le tri, le transport, le traitement des déchets, ainsi que leur stockage et leur dépôt sur ou dans le sol, les opérations de transformation nécessaires à leur réutilisation, à leur récupération ou à leur recyclage ». Cette directive oblige les États membres à prendre les mesures nécessaires pour promouvoir et assurer la prévention, le recyclage et la transformation des déchets. Les opérations d'élimination des déchets doivent être planifiées, organisées et supervisées par des autorités compétentes définies par les États membres.

La « Loi Déchets », pose le cadre de la politique déchets française (LOI N°75-633, 1975). La loi fixe la responsabilité des communes et de leurs groupements en matière d'élimination des déchets ménagers. Cette compétence et responsabilité est toujours d'actualité et codifiée dans le Code Général des Collectivités Territoriales aux articles L.1222-13 et L.1222-14. La Loi énonce également quelques unes des modalités de financement de ce service d'élimination des déchets, par la création d'une redevance spéciale. Dès 1975, le recyclage, appelé alors récupération, est favorisé et le Gouvernement se laisse la liberté d'imposer une proportion minimale de matériaux à récupérer.

I.1.2.2 Modernisation du cadre réglementaire et législatif

Depuis 1975, les cadres réglementaires européen et français de la gestion des déchets ont évolué et de nouveaux objectifs ont été définis.

La directive de 1991 modifie celle de 1975 en y ajoutant la définition des termes producteur, détenteur, gestion, valorisation et collecte (DIRECTIVE 91/156/CEE, 1991). Pour promouvoir la prévention, elle impose aux États membres, le développement de technologies propres et plus économes dans l'utilisation des ressources naturelles mais également la mise au point technique et la mise sur le marché de produits qui ne contribuent pas à augmenter la nocivité des déchets et les risques de pollution. Elle favorise également la valorisation par le recyclage, le réemploi et la récupération. Pour répondre aux objectifs de la présente directive, les États membres établissent ou désignent les autorités compétentes chargées de la mise en œuvre des mesures. Ces autorités compétentes doivent établir des plans de gestion des déchets visant à définir les mesures mises en place pour atteindre les objectifs fixés par la directive. À la lecture de ce texte de loi, il est possible de définir les décideurs qui sont les États membres et les exécutants qui sont les autorités compétentes, c'est-à-dire les communes et leurs groupements.

En s'appuyant sur la directive européenne, l'objectif premier de la « Loi Déchets » de 1992, est de moderniser la politique déchets en France (LOI N°92-646, 1992). Elle complète la Loi de 1975, en définissant le principe de prévention, l'obligation concernant l'enfouissement des déchets ultimes uniquement et les termes « valorisation des déchets », « déchets industriels spéciaux » et « déchets ultimes ». La notion de « déchets ultimes » s'avère être importante pour les orientations futures de la politique déchets. Est considéré comme déchet ultime, un déchet

« résultant ou non du traitement d'un déchet, qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux » (LOI N°92-646, 1992).

La Loi de 1992 impose que chaque département soit couvert par un plan d'élimination des déchets. Ces plans doivent répondre aux objectifs fixés par la Commission Européenne et énoncer les axes prioritaires à respecter : le recyclage de la matière et organique et le recours limité à l'incinération et au stockage. Les plans d'élimination des déchets sont placés sous la responsabilité du Préfet ou du Conseil Général.

I.1.2.3 Protection de l'environnement renforcée

À partir des années 90, la problématique des impacts environnementaux de la gestion des déchets est posée. Pour y répondre, l'Europe puis la France précisent les obligations réglementaires à respecter en matière de protection des personnes et de l'environnement.

Afin de réduire les émissions polluantes liées aux activités industrielles, la Commission Européenne a adopté, en 1996, la directive européenne IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control) (DIRECTIVE 96/61/CE RELATIVE A LA PREVENTION ET A LA REDUCTION INTEGREE DE LA POLLUTION, 1996). Cette directive est basée sur l'utilisation, par les industriels, des « Meilleures Techniques Disponibles » (MTD) (CIKANKOWITZ et LAFOREST, 2010). Dans les grandes lignes, cette directive s'inspire de la réglementation française en matière d'Installation Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) de 1976. La directive IPPC est progressivement remplacée par la directive 2010/75/UE relative aux émissions industrielles, appelée directive IED. Ce nouveau texte réglementaire regroupe les sept directives distinctes relatives aux émissions industrielles telles que la directive IPPC, la directive 2001/80/CE relative aux grandes installations de combustion, la directive 2000/76/CE relative à l'incinération des déchets et la directive 2008/1/CE relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution (DIRECTIVE 2010/75/CE RELATIVE AUX EMISSIONS INDUSTRIELLES, 2010). Les caractéristiques de la nouvelle directive complètent la réglementation existante *via* le recours aux meilleures techniques disponibles, le réexamen périodique des autorisations, la remise en état du site en fin d'activité et la participation du public. Au regard de la directive IPPC, la directive IED élargit le champ d'application à de nouvelles activités telles que la gestion des déchets non dangereux au sein de la nomenclature 3000 de la réglementation ICPE.

Puis la directive de 2001 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement vise à fournir un niveau de protection élevé de l'environnement en imposant une évaluation environnementale au moment de la réalisation des plans et programmes (DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT, 2001). Cette directive ne concerne pas seulement le domaine de la gestion des déchets mais également, la gestion des besoins en eau ou encore l'industrie. L'évaluation environnementale doit permettre d'évaluer les incidences environnementales mais également d'informer le public avant d'adopter le plan ou le programme.

L'ordonnance de 2004 relative à l'évaluation des incidences de certains plans et programmes sur l'environnement vise à mettre en œuvre la directive de 2001 (ORDONNANCE 2004-489 PORTANT TRANSPOSITION DE LA DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT, 2004). Cette mise en œuvre passe par la modification du Code de l'Environnement, du Code de l'Urbanisme et du Code Général des Collectivités Territoriales. Ce texte impose la réalisation d'une évaluation environnementale mais également l'information et la consultation du public préalablement à la validation du plan ou programme. Cette ordonnance précise les modalités de réalisation de l'évaluation environnementale. D'après cette ordonnance, le plan ou programme est réalisé par une personne publique et est envoyé pour avis à l'autorité administrative de l'État compétente en matière d'environnement. Ce qui signifie que les communes et leurs groupements sont chargés de l'élaboration du plan (comprenant l'évaluation environnementale, l'information et la consultation du public) et la validation est effectuée par le Préfet.

I.1.2.4 Gestion des déchets : engagement européen

Dans la lignée du renforcement de la protection des personnes et de l'environnement, la gestion des déchets est hissée au rang d'engagement européen. Cet engagement passe par la détermination de nouveaux taux de recyclage et valorisation mais également par une prise de conscience généralisée de la nécessité de réduire la production de déchets ménagers.

La directive de 2008 vise à renforcer les programmes nationaux de prévention des déchets et à promouvoir le recyclage et la valorisation des déchets (DIRECTIVE 2008/98/CE, 2008). Elle fixe des objectifs de recyclage chiffrés et ambitieux : 50% de recyclage pour les déchets municipaux d'ici à 2020. Afin de protéger au mieux l'environnement, elle impose aux États membres l'assurance que les opérations de traitement ne mettent pas en danger la santé humaine et ne nuisent pas à l'environnement, et l'application de la hiérarchie suivante pour le traitement des déchets :

- Prévention ;
- Réparation en vue du réemploi ;
- Recyclage ;
- Élimination.

La directive de 2008 renforce les objectifs des plans d'élimination des déchets en matière d'information et de communication vers le public mais également en matière d'évaluation des impacts sur l'environnement en introduisant la pensée cycle de vie (*Life Cycle Thinking*).

La directive clarifie les notions de recyclage et valorisation et introduit les notions de « sous-produit » et de « fin du statut de déchet ». En effet, est considéré comme sous-produit « toute substance ou objet dont l'utilisation ultérieure est certaine, qui peut être utilisé directement sans traitement supplémentaire autre que les pratiques industrielles courantes, fait partie intégrante d'un procédé de production et qui répond à toutes les prescriptions pertinentes

relatives au produit, à l'environnement et à la protection de la santé et qui n'aura pas d'incidence globale nocive pour l'environnement ou la santé humaine ». De la même façon, le déchet n'est plus considéré comme un déchet dès lors qu'il est « couramment utilisé à des fins spécifiques, qu'il existe un marché ou une demande, qu'il remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables aux produits et que son utilisation n'aura pas d'effet global nocif pour l'environnement ou la santé humaine » (DIRECTIVE 2008/98/CE, 2008).

En matière de déchets, la Loi dite Grenelle 1 (LOI N°2009-967, 2009), fixe trois objectifs :

- Réduction à la source de la production de déchets. Cette réduction passe par la responsabilisation du producteur, de la conception du produit à sa fin de vie ;
- Augmentation du recyclage matière et organique afin d'orienter vers ces filières, un taux de 35% en 2012 et 45% en 2015 de déchets ménagers et assimilés contre 24% en 2004 ;
- Diminution de 15% d'ici à 2012 de la quantité de déchets partant en incinération, en stockage.

Le but de ce texte est de favoriser prioritairement le traitement des déchets résiduels vers la valorisation énergétique dans des installations performantes d'un point de vue environnemental. Par défaut, les déchets ultimes non valorisables seront enfouis.

La Loi Grenelle 1 renforce les responsabilités des collectivités en matière de financement des systèmes de gestion des déchets (introduction de la part variable de la taxe d'enlèvement des ordures ménagères) et en matière de planification (plans de gestion des déchets issus des chantiers de démolition, plans de prévention et révision des plans d'élimination des déchets ménagers et assimilés).

Une année plus tard, la Loi Grenelle 2 marque l'engagement national pour l'environnement (LOI N°2010-788, 2010). En matière de déchets, elle impose aux collectivités locales la mise en place de la part variable de la taxe d'enlèvement des ordures ménagères d'ici 2015, confirme la responsabilité élargie des producteurs et des Éco-organismes et limite les capacités annuelles d'incinération et de stockage dans l'autorisation d'exploiter.

Toutes ces évolutions réglementaires européenne et française illustrent la prise en considération des impacts de la gestion des déchets municipaux sur l'environnement. Ces évolutions renforcent les responsabilités des producteurs mais également des collectivités locales en matière de planification, prévention, valorisation et élimination.

I.1.3 Quels traitements pour les déchets ménagers ?

En France, il est possible de représenter la gestion des déchets ménagers par le schéma suivant (Figure I.2). En effet, cinq grands flux de déchets ménagers sont recensés :

- Ordures Ménagères résiduelles (appelé également « poubelle grise ») ;
- Emballages, papier et cartons ;
- Verre ;
- Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères (FFOM) : déchets verts et déchets de cuisine (collecte sélective de bio-déchets) ;
- Encombrants.

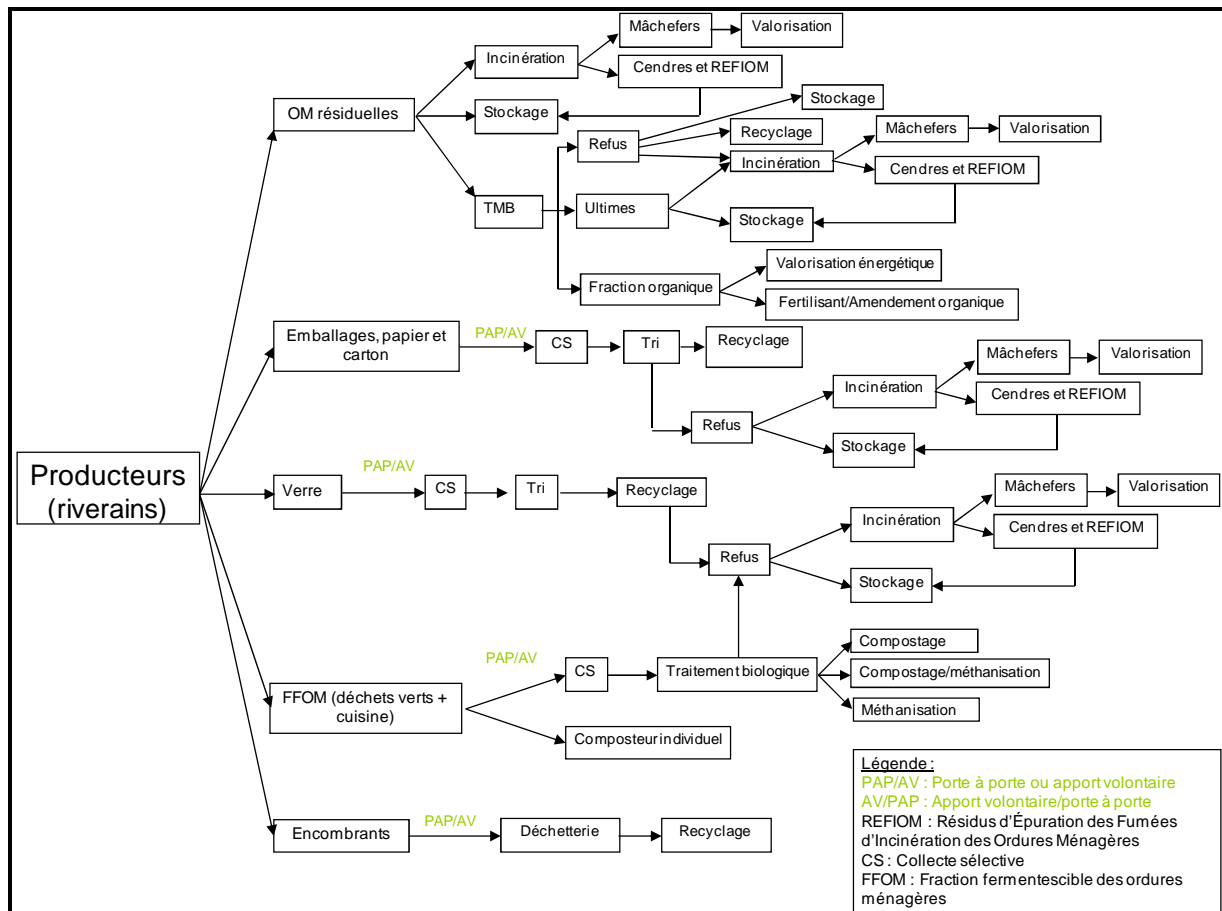


Figure I.2 : Schéma de la gestion des déchets ménagers et assimilés

Les informations contenues dans la Figure I.2 sont expliquées dans la suite de cette section.

I.1.3.1 L'incinération

L'incinération est une méthode de traitement thermique des déchets. Son objectif est de brûler les déchets de manière à en réduire le volume et la dangerosité (BREF INCINERATION DES DECHETS, 2006). La chaleur générée par l'incinération fait l'objet, dans la plupart des installations, d'une valorisation énergétique (production d'électricité et de chaleur). A l'issue de la combustion, trois types de résidus sont produits : des cendres, des mâchefers et des Résidus d'Épuration des Fumées d'Incinération des Ordures Ménagères (REFIOM). Les mâchefers font l'objet d'une valorisation et sont utilisés, généralement, en remblais et couches de formes dans

des chantiers de voirie, parking et assainissement. Les cendres et les REFIOM sont classés comme étant des déchets industriels spéciaux et sont envoyés en installation de stockage appropriée. D'un point de vue réglementaire, les installations d'incinération des déchets ménagers sont soumises aux textes réglementaires suivants :

- À la Loi de 1976 concernant les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) rubrique 2771 de la nomenclature (LOI N°76-663, 1976) ;
- À la directive 2000/76/CE relative à l'incinération des déchets (DIRECTIVE 2000/79/CE, 2000) ;
- À l'arrêté relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux et aux installations incinérant des déchets d'activités de soins à risques infectieux (ARRETE DU 20/09/02, 2002) ;
- À la directive 2010/75/CE relative aux émissions industrielles (DIRECTIVE 2010/75/CE RELATIVE AUX EMISSIONS INDUSTRIELLES, 2010).

I.1.3.2 Le stockage

D'après la Loi Déchets de 1992, le stockage des déchets ménagers dans une installation de stockage ne doit concerner que la fraction ultime des déchets. Ainsi, le stockage est l'opération « d'élimination » des déchets ultimes. Toutefois, à l'heure actuelle et dans plusieurs pays du monde, l'élimination directe des déchets ménagers et assimilés dans une installation de stockage est un mode de traitement privilégié du fait de son faible coût (CHERUBINI, BARGIGLI, *et al.*, 2008). Cependant, les enjeux de protection de l'environnement associés à l'exploitation des installations de stockage ont conduit à un renchérissement progressif des coûts d'exploitation de ce type d'installation. Afin de limiter au maximum l'impact de ces installations sur l'environnement, les techniques de conception développées imposent la construction de plusieurs barrières de sécurité afin de prévenir les risques de pollution des eaux souterraines et des sols. Il est à noter que l'immobilisation de l'espace couvert par une installation de stockage sera de trente ans après l'arrêt de la réception des déchets. D'un point de vue réglementaire, les installations de stockage sont soumises à la directive 99/31/CE relative à la mise en décharge des déchets (DIRECTIVE 99/31/CE, 1999), à l'arrêté relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux (ARRETE DU 18/07/07, 2007) et à la directive 2010/75/CE relative aux émissions industrielles (DIRECTIVE 2010/75/CE RELATIVE AUX EMISSIONS INDUSTRIELLES, 2010). L'arrêté du 18/07/07 a été pris pour transposer la directive de 1999 (pour la partie relative au stockage des déchets non dangereux). En France, on recense trois types d'installations de stockage qui sont fonction de la nature des déchets réceptionnés :

- Classe 1 : réception de déchets industriels dangereux ;
- Classe 2 : réception des déchets ménagers et assimilés non dangereux ;
- Classe 3 : réservées aux déchets inertes, gravats et déblais.

Aujourd'hui, et depuis le 16 Juillet 2009, les installations de stockage implantées sur le

territoire européen qui ne répondent pas aux seuils de rejets dans l'atmosphère, d'odeurs et de pollution des eaux et des sols sont dans l'obligation de fermer. Cette même commission, ainsi qu'une des mesures du Grenelle de l'Environnement, visent à améliorer la prise en charge des déchets fermentescibles pour les détourner de l'enfouissement. Cet aspect est aujourd'hui un enjeu important en matière de protection de l'environnement. Ce détournement de la fraction fermentescible s'explique par l'évolution de la réglementation qui instaure une réduction de 15% des quantités de déchets partant en incinération ou en stockage (LOI N°2009-967, 2009). De plus, la dégradation de la matière organique génère du biogaz, qui dans la plupart des installations de stockage est capté puis valorisé. Cependant les systèmes de captage du biogaz peuvent présenter des fuites et réduire significativement l'efficacité de l'installation tout en générant des nuisances olfactives pour les riverains à proximité. Au-delà de cet aspect technique, la valorisation énergétique dans les installations de stockage des déchets ménagers reste la plus importante source d'énergie issue du biogaz en France.

I.1.3.3 Le Traitement Mécano-Biologique (TMB)

Afin de contrôler et de réduire les conséquences néfastes que peut avoir l'installation de stockage sur l'environnement, la directive de 1999 prévoit des mesures visant à réduire la mise en décharge des déchets biodégradables (DIRECTIVE 99/31/CE, 1999). Cette réduction des tonnages stockés passe par le recyclage, le compostage et la méthanisation. Pour répondre à cette directive, un procédé visant à séparer les matériaux recyclables des déchets fermentescibles a été conçu sous le nom de traitement mécano-biologique

Le principe d'une installation de traitement mécano-biologique est d'ajouter différents tris et traitements mécaniques et biologiques :

- Opérations de tris mécaniques : ces opérations ont pour objectifs de fractionner les déchets par des cribles de différentes granulométries et d'isoler progressivement certains éléments valorisables en tant que matériaux (verre, plastiques, métaux...), déchets fermentescibles ou déchets incinérables à fort Pouvoir Calorifique Inférieur (PCI) ;
- Opérations de traitements biologiques : elles permettent de transformer la fraction fermentescible isolée en produits valorisables (compost et/ou biogaz) ou en produits « stabilisés » (pouvoir fermentescible diminué) pouvant être stockés. Il s'agit des procédés de compostage et de méthanisation.

À la fin de ces opérations mécaniques et biologiques, des matériaux à recycler, du compost et/ou du digestat à épandre en tant que fertilisant ou amendement organique sont obtenus. Il reste cependant toujours une fraction qui ne peut pas être traitée, appelée refus. L'envoi des ordures ménagères résiduelles dans une installation de TMB nécessite alors une gestion des refus en quantité relativement importante. Ces refus sont des déchets qui ne peuvent pas être traités par l'installation et sont alors envoyés en incinération ou en stockage de classe II. Les refus à haut PCI, appelés CSR pour Combustibles Solides de Récupération, sont préparés,

quant à eux, à partir de déchets non dangereux, types ordures ménagères et déchets industriels banals prétraités, et sont destinés à l'incinération ou aux hauts fourneaux. Ce sont principalement des plastiques.

I.1.3.4 Le traitement de la Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères

La Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères (FFOM) est composée de déchets ménagers putrescibles qui vont se dégrader assez rapidement : les déchets de cuisine, les déchets verts (hors gros ligneux), éventuellement papier et cartons... Le traitement de cette fraction des déchets ménagers est souvent associé à la mise en place d'une collecte sélective visant à isoler spécifiquement ces fractions. L'objectif premier des filières de traitement biologique telles que le compostage ou la méthanisation est la gestion de la fraction organique des déchets ménagers.

✘ Collecte

Aujourd'hui, certaines collectivités ont mis en place une collecte sélective des biodéchets afin d'éliminer la présence de cette fraction dans les quantités de déchets envoyés en traitement ultime au regard de la directive 1999/31/CE (DIRECTIVE 99/31/CE, 1999). Lorsque ces déchets sont collectés séparément, ils sont dirigés vers des installations de traitement biologique. Dans ces installations, les déchets sont triés mécaniquement afin de retirer les refus et sont ensuite criblés afin de réduire leur granulométrie pour que leur décomposition soit plus rapide.

✘ Méthanisation

La méthanisation, appelée aussi digestion anaérobie, est un processus de dégradation par les microorganismes de la matière organique en l'absence d'oxygène. La méthanisation a pour objectif premier la conversion du carbone organique en méthane et permet donc la production d'un biogaz composé de CO₂ (dioxyde de carbone) et CH₄ (méthane) essentiellement. Le résidu, solide voire pâteux, appelé digestat, riche en azote subit un traitement, souvent une maturation, par compostage afin de pouvoir être épandu comme amendement et/ou engrais organique.

Comme dans le cas du compost, le digestat produit peut être considéré aussi comme un « stabilisat » et être traité thermiquement ou enfoui. Pour cela, le digestat doit être mature (plus aucune dégradation biologique) et séché (la présence d'eau génère de la dégradation biologique).

✘ Compostage

Le compostage est un procédé de traitement biologique réalisé dans des conditions aérobies, en présence d'oxygène des matières fermentescibles dans des conditions contrôlées. En plus de gérer la fraction biodégradable des déchets ménagers, il permet la production d'un produit

valorisable (amendement et/ou engrais organique, répondant à la réglementation et aux besoins des utilisateurs).

Si les débouchés d'épandage ne sont pas présents ou si la qualité du produit obtenu ne permet pas un épandage sur sol agricole, ces traitements biologiques peuvent avoir comme objectif la production d'un produit stabilisé tout en réduisant les quantités de déchets à traiter. Ce « stabilisat » pourra être alors traité thermiquement en incinération ou être envoyé en installation de stockage.

✕ Compostage domestique

Certains citoyens ont la possibilité de faire du compostage domestique. L'adjectif domestique regroupe le compostage fait individuellement en habitat pavillonnaire mais également le compostage collectif qui, lui, se fait majoritairement en habitat collectif. On parle également de compostage en pied d'immeuble. Le compostage domestique est fondé sur le même principe que le compostage industriel, mais à l'échelle d'un pavillon ou d'un immeuble. Il devient alors possible de réduire d'un tiers la quantité de résidus produits par les ménages (ADEME, 2004). Le compostage produit un amendement utilisé pour le jardinage et l'aménagement paysager. Il existe deux grands types de compostage domestique : lombricompostage (en utilisant des lombrics) ou compostage classique avec retournement.

En conclusion, le fonctionnement de notre société par ses activités de production et de consommation a toujours généré, génère et générera toujours des déchets à traiter (NAVARRO, 1993). Cependant la gestion de ces déchets pose, depuis quelques décennies, des problèmes aux collectivités territoriales qui en ont la charge, tant d'un point de vue économique (maîtrise des coûts), environnemental (réduction des impacts environnementaux générés) et de plus en plus, d'un point de vue social. Depuis quelques années, il est fréquent de voir la constitution d'associations ou de comités d'opposants à des projets d'installations de traitement des déchets. Les « futurs » voisins de ces installations attendent et exigent de plus en plus de réponses concernant l'atteinte à leur qualité de vie d'un point de vue sanitaire mais également économique (dépréciation financière de leur bien immobilier). Pour planifier son système de gestion des déchets ménagers, la collectivité territoriale doit réaliser un plan d'élimination des déchets ménagers. Pour cela, la réglementation impose la réalisation d'une évaluation environnementale (DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT, 2001). Dans le cadre d'un plan d'élimination ou d'un projet d'installation de traitement de déchets, une des méthodologies d'évaluation environnementale la plus utilisée par les collectivités territoriales aujourd'hui, au regard de sa capacité à évaluer des enjeux globaux et multiples, est l'Analyse du Cycle de vie (ACV).

I.2 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE (ACV)

L'ACV est un outil d'évaluation environnementale qui permet de quantifier les impacts environnementaux potentiels d'un système sur l'environnement. Apparue dans les années 60 aux Etats-Unis, l'ACV a connu un fort développement méthodologique en Europe au cours des années 90. Aujourd'hui structurée, d'un point de vue méthodologique, en quatre étapes, elle permet d'identifier et de quantifier les impacts environnementaux d'un système ou d'un produit tout au long de son cycle de vie.

I.2.1 Historique

Les prémices de l'outil ACV sont apparues dans les années 1960 aux États-Unis sous le nom de « Resources and Environmental Profiles Analysis » (REPA). Il s'agissait, alors, de déterminer des profils environnementaux modélisant l'utilisation des ressources naturelles tout en se plaçant dans une pensée cycle de vie (AISSANI, 2008). L'objectif de cet outil d'analyse précurseur était de quantifier les consommations de matières et d'énergies ainsi que les rejets liés à un produit ou un système tout au long de son cycle de vie.

L'étude commanditée par Coca-Cola en 1969 afin de réaliser une étude comparative des emballages de boisson, représente le point de départ de l'utilisation de l'ACV dans le monde industriel. A la fin des années soixante-dix, et suite aux deux chocs pétroliers consécutifs, la prise de conscience des conséquences possibles liées au mode de vie de la population humaine, tels que les impacts environnementaux et la consommation des ressources naturelles, fait évoluer l'outil ACV. On parle alors de charge environnementale pour un flux sortant tel que les flux de déchets. L'évolution de l'outil ACV permet de développer des méthodes de calculs des impacts potentiels sur l'environnement associés aux flux identifiés. Malgré le caractère complexe de la méthode, les industriels voient dans l'ACV un outil puissant pour la communication.

L'Europe découvre l'ACV à la fin des années 80 par l'intermédiaire de la Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) Europe qui travaille sur le développement et la construction de la réflexion méthodologique liés à l'outil ACV. C'est d'ailleurs en Europe que l'ACV a connu une véritable évolution. En effet, en 1991, le centre des sciences de l'environnement de l'Université de Leiden (CML), organise un des plus importants séminaires de la SETAC Europe et structure l'ACV en quatre étapes. La SETAC publie son premier guide de bonnes pratiques en 1993 (CONSOLI, ALLEN, *et al.*, 1993), qui représente la base de tous les développements ultérieurs. Au début des années 90, en parallèle au travail de la SETAC, un travail de normalisation pour uniformiser et standardiser la méthodologie selon les quatre étapes a été réalisé par l'International Standard Organization (ISO). Ce dernier s'est concrétisé en 1997 par la parution de la norme ISO 14040 intitulée « Principes et cadres ». Ce travail s'est poursuivi par la parution de la norme ISO 14041 en 1998 relative à la première et à la deuxième étape de l'ACV, en 2000, l'ISO 14042 relative à la troisième étape et l'ISO 14043 relative à la quatrième étape de l'ACV. En 2006, l'ISO revoit son travail et élabore deux

nouvelles normes : une nouvelle version de l'ISO 14040 et ISO 14044 intitulée « Exigences et lignes directrices ». Les anciennes normes 14040, 14041, 14042 et 14043 sont alors annulées et remplacées par ISO 14040 et ISO 14044 version 2006.

Ces années 90 ont vu aussi la parution d'une revue scientifique entièrement consacrée à l'ACV. Il s'agit de l'« International Journal of Life Cycle Assessment » qui publie des articles relatifs à l'application et aux développements de l'ACV et à ses développements méthodologiques.

En 1990, la première analyse type ACV est réalisée en France. Elle est demandée par l'entreprise SOLLAC (SOciété Lorraine de Laminage Continu) producteur de produits d'emballages en acier. Par la suite, les ACV se sont largement répandues, demandées par les industriels. Un des premiers laboratoires à s'intéresser à l'ACV est le Laboratoire d'Analyse Environnementale des Procédés et des Systèmes Industriels (LAEPSI) de l'Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, rapidement suivi par l'ENSAM (École Nationale Supérieure d'Arts et Métiers) de Paris puis de Chambéry. L'Agence Française de NORmalisation (AFNOR) a publié en 1994, avant la normalisation de l'ISO, une norme expérimentale présentant les concepts fondamentaux et la définition de certains termes, sous la forme d'un document référencé NF FD X30-300 : « Analyse du cycle de vie - Définitions, déontologie et méthodologie ». La création du bureau d'études Ecobilan en 1990 et la demande des industriels, ont permis l'élaboration de la première norme relative à l'ACV. Cette première reconnaissance de normalisation a joué un rôle prépondérant dans le futur développement de la recherche en ACV. Dans les années qui ont suivi cet élan, les recherches se sont essouffées et aujourd'hui seulement quelques laboratoires de recherche travaillaient toujours sur la problématique de l'ACV. Aujourd'hui, l'ACV se développe dans différents domaines. D'après l'ADEME, il existe trois grands types d'application (site internet de l'ADEME : www2.ademe.fr, consulté le 25 Avril 2013) :

- Évaluation des produits au cours d'une démarche d'éco-conception : l'ACV est réalisée en amont de la démarche et vise à optimiser un produit sur l'ensemble de son cycle de vie ;
- Évaluation des filières (filières de traitement des déchets, filières végétales,...) : l'ACV permet de mieux connaître les avantages et les inconvénients de chaque filière et d'éclairer les décisions dans le cadre des politiques publiques plus respectueuses de l'environnement ;
- Approfondissement des connaissances sur les rejets et les impacts environnementaux : les pouvoirs publics et les acteurs de la recherche peuvent orienter les recherches à mener visant à combler les lacunes identifiées à l'issue de telles évaluations, ou approfondir les connaissances sur les aspects déterminants en termes d'impacts sur l'environnement.

Lorsque les normes sont respectées, une ACV permet de conduire une évaluation des impacts potentiels sur l'environnement des produits selon une structuration normée et bien

définie. La réalisation de telles études selon les normes en vigueur permet de s'engager dans une démarche déontologique et de bonnes pratiques, ce qui favorise un certain niveau de qualité et de transparence ainsi qu'une certaine cohérence des résultats de ces études.

I.2.2 La pensée cycle de vie

Le développement des REPA, prémices de l'ACV, a permis l'émergence de ce que l'on nomme « pensée cycle de vie » ou *Life Cycle Thinking*. Lors de la réalisation de ces bilans matière et énergie, il est apparu pertinent de pousser cette réflexion à l'ensemble des activités liées directement ou indirectement à la production et à l'utilisation de produit ou service.

I.2.2.1 Définition

L'objectif de cette démarche est de prendre en compte les relations environnementales, économiques et sociales d'un produit ou d'un service pendant tout son cycle de vie, de l'extraction des matières premières jusqu'à l'élimination des déchets « du berceau à la tombe » (ISO 14040, 2006), afin de réduire les pressions sur les ressources et l'environnement. D'après le Centre interuniversitaire de recherche sur le cycle de vie des produits, procédés et services (CIRAIG²), la pensée cycle de vie est un concept de production et de consommation.

La pensée cycle de vie est une philosophie de gestion qui permet de couvrir l'ensemble du cycle de vie d'un système ou d'un produit et d'éviter que les améliorations environnementales issues d'une décision locale entraînent des déplacements de charges polluantes dans le temps et/ou dans l'espace. D'après WEITZ *et al.*, les perspectives de la pensée cycle de vie encouragent les décideurs à considérer les performances environnementales du système entier en incluant les activités extérieures au système (WEITZ, BARLAZ, *et al.*, 1999).

I.2.2.2 Cadre réglementaire

Lors de la réunion du Conseil Européen à Göteborg, les 15 et 16 Juin 2001 dans l'objectif de définir les orientations politiques de l'Union, la dimension environnementale a été ajoutée au processus de Lisbonne³ pour l'emploi, la réforme économique et la cohésion sociale (CONSEIL EUROPEEN DE GÖTEBORG, 2001). Il a aussi été décidé par le Conseil Européen d'approuver une stratégie de développement durable en complément de l'engagement politique

² Ce centre a été fondé en 2001, par l'École Polytechnique et en collaboration avec l'Université de Montréal et HEC Montréal. Il a pour mission principale de répondre à la demande des industriels et des organismes publics qui souhaitent développer une expertise universitaire sur les outils du développement durable. Le CIRAIG rassemble et met à disposition des compétences universitaires québécoises et canadiennes dans le domaine de l'ACV et de la Gestion du Cycle de Vie (GCV). Depuis 2001, d'autres universités ont souhaité apporter leur collaboration à son fonctionnement telles que l'Université du Québec à Montréal (UQAM), l'Université Laval ou encore l'Université du Québec à Trois-Rivières (UQTR),...

³ Réunis en mars 2000 à Lisbonne, les chefs d'Etats et de gouvernements, conscients des défis inhérents à une nouvelle économie fondée sur la connaissance, ont fixé un nouvel objectif stratégique pour l'Union dans la décennie : "devenir l'économie de la connaissance, la plus compétitive et la plus dynamique du monde, capable de croissance économique durable accompagnée d'une amélioration quantitative et qualitative de l'emploi et d'une plus grande cohésion sociale".

de l'Union Européenne en faveur d'un renouveau économique et social auquel s'ajoute la dimension environnementale et qui définit ainsi une nouvelle approche en matière d'élaboration des politiques. Cette réunion a permis en 2003, d'ajouter la notion du cycle de vie à la stratégie de développement durable de l'Union. La pensée cycle de vie a été intégrée ainsi au sein de la Politique Intégrée des Produits (PIP) qui vise à garantir la durabilité de la production et de la consommation grâce à la planification du cycle de vie des produits et à la réduction des déchets et des conséquences négatives sur l'environnement (AVIS DU COMITE ÉCONOMIQUE ET SOCIAL EUROPEEN, 2004). L'objectif de la PIP est de favoriser le développement durable en réduisant les conséquences environnementales négatives tout au long du cycle de vie des produits, « de la naissance à la tombe ».

A l'échelle internationale, la « *Life Cycle Initiative* » (Initiative du Cycle de Vie) a été lancée en 2002 par le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et la SETAC. Cette plateforme partenariale vise à renforcer le consensus mondial dans le domaine de l'approche du cycle de vie, à faciliter le recueil de l'information et sa diffusion et également à favoriser le partage des connaissances, des bonnes pratiques et l'élargissement des accès aux bases de données.

La pensée cycle de vie est aujourd'hui un concept qui commence à être intégré aux textes réglementaires de l'Union Européenne. En effet, au cours du premier trimestre de l'année 2010, la Commission Européenne a édité des documents techniques faisant le lien entre les normes ISO 14040 et ISO 14044, qui sont purement théoriques, et la mise en œuvre de ces normes dans la pratique. En effet, les normes ISO fournissent la structure générale de l'ACV. Cependant cette structure générale laisse aux praticiens de l'ACV une large gamme de choix qui peuvent changer les résultats et les conclusions de l'étude. Ces documents techniques sont appelés « Référentiel International du cycle de vie des données du système » (International Reference Life Cycle Data System (ILCD Handbook) (JOINT RESEARCH CENTER et INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY, 2010). L'objectif de ces guides techniques est de fournir la structure indispensable pour la réalisation d'une étude ACV. L'ILCD Handbook vise à réduire les coûts en améliorant la compatibilité et la cohérence des données de production et les exigences de déclaration et à augmenter l'acceptabilité des parties prenantes vers les outils ACV et leurs résultats.

L'union Européenne a introduit la notion de pensée cycle de vie dans les systèmes de management des déchets afin d'obtenir une approche holistique de la gestion des déchets (AVIS DU COMITE ÉCONOMIQUE ET SOCIAL EUROPEEN, 2004) et (AVIS ET RAPPORTS DU CONSEIL ÉCONOMIQUE ET SOCIAL, 2008).

Pour réaliser une évaluation environnementale avec une réflexion basée sur la pensée cycle de vie, l'outil le plus utilisé aujourd'hui est l'Analyse du Cycle de Vie. L'organisation mondiale ISO, qui a standardisé l'outil ACV, définit l'approche comme « une méthodologie qui traite tous les aspects environnementaux et les impacts environnementaux potentiels tout au long du cycle de vie d'un produit ou d'un service, de l'acquisition des matières premières à sa production, son utilisation, son traitement en fin de vie, son recyclage et sa mise au rebut »

(ISO 14040, 2006).

I.2.3 Méthodologie de réalisation de l'ACV

L'ACV est un outil qui évalue les impacts environnementaux potentiels d'un système ou d'un produit en identifiant et en quantifiant les flux entrants et flux sortants associés. L'ACV est définie par la norme ISO 14040 comme « une compilation des intrants, des extrants et des impacts environnementaux potentiels d'un système de produits au cours de son cycle de vie ». Cette même norme définit également la notion de système de produits comme étant « un ensemble de processus élémentaires comportant des flux de produits et des flux élémentaires, remplissant une ou plusieurs fonctions définies, qui sert de modèle au cycle de vie d'un produit ». L'ACV s'intéresse à un système de produits qui peut être un produit ou un service (ISO 14040, 2006).

Les émissions ou les extractions liées à un système qui sont susceptibles d'interagir avec l'environnement sont appelées « aspects environnementaux ». L'ACV permet de faire le lien entre ces aspects environnementaux et les impacts environnementaux potentiels associés et permet de quantifier ces impacts à partir des flux identifiés dans la phase d'inventaire. Il est possible d'évaluer un grand nombre de catégories d'impacts sur l'environnement dans la même ACV.

L'ACV permet de :

- Déterminer les possibilités d'amélioration des performances environnementales d'un produit ou d'un système en considérant toutes les étapes de son cycle de vie ;
- D'informer les décideurs publics et privés des conséquences environnementales de leurs choix ;
- D'identifier des indicateurs de performance environnementale (dans le cadre d'un système de management environnemental ou dans le cadre de l'affichage environnemental) ;
- De fournir des éléments quantitatifs pour la réalisation de campagnes de marketing telles que la mise en œuvre d'un écolabel (ISO 14040, 2006).

Selon la norme ISO 14040 et la SETAC, l'ACV s'effectue en quatre étapes :

- Définition des objectifs et du champ de l'étude ;
- Inventaire et bilan énergétique et massique ;
- Évaluation des impacts potentiels sur l'environnement ;
- Interprétation des résultats.

L'ACV suit une procédure itérative, c'est-à-dire qu'à chaque étape, il est possible et recommandé de revenir aux étapes précédentes en précisant certaines informations nécessaires (niveau de détail, objectifs de l'étude, frontières du système,...) (Figure I.3).

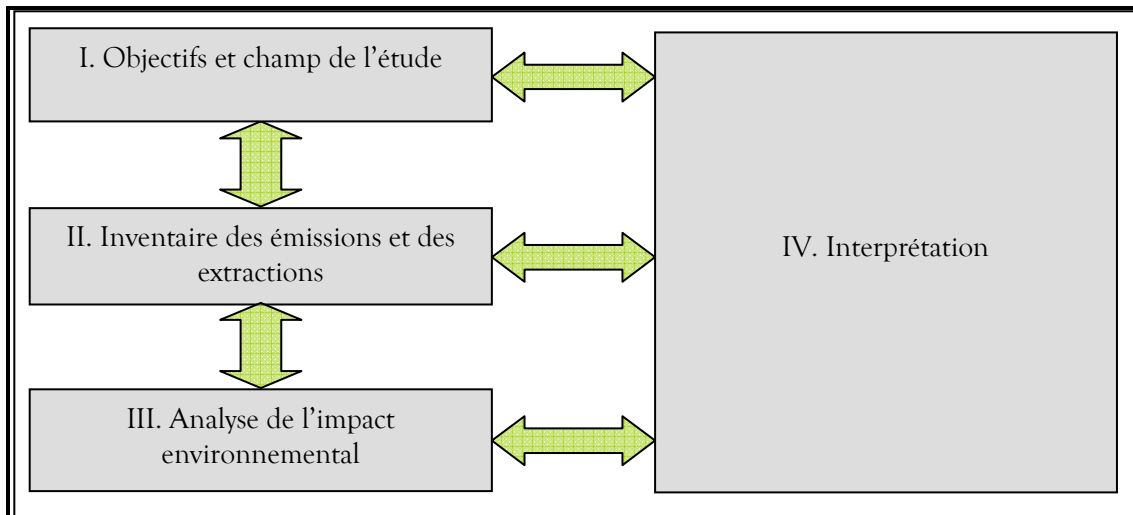


Figure I.3 : Les étapes de l'Analyse du Cycle de Vie

I.2.3.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Cette première étape de la méthodologie de l'ACV peut paraître triviale mais est cependant une étape primordiale et essentielle pour la qualité de l'étude. Il est indispensable de définir de façon très claire les raisons de la réalisation de l'étude ACV (CLIFT, DOIG, *et al.*, 2000). Cette première étape détermine les éléments nécessaires pour la suite de l'étude : les finalités de l'étude, le champ d'application de l'étude, la nature et la fonction du système, l'unité fonctionnelle à laquelle les émissions et les extractions liées au système considéré seront rapportées et les frontières du système. Selon JOLLIET *et al.*, (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005), la description des scénarios (de base et ceux à tester) doit être réalisée dans cette même étape. Une évaluation de la qualité des données afin d'établir la pertinence de l'étude doit également être réalisée dans cette première étape (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005) et (AISSANI, 2008). Dans le cadre d'une communication publique, l'ACV doit faire l'objet d'une revue critique visant à vérifier la crédibilité de l'étude. La conduite d'une revue critique met en évidence l'adéquation ou non de l'étude avec la norme et aide le lecteur à se faire un avis sur la fiabilité et les limites des résultats (ISO 14040, 2006) et (ISO 14044, 2006).

Comparée aux autres étapes de l'ACV, celle-ci reste de loin la moins technique mais nécessite un dialogue entre les différents partenaires afin d'envisager toutes les options et alternatives possibles.

I.2.3.1.1 Finalités de l'étude

Cette première phase a pour objectif de définir les objectifs principaux de l'ACV qui va être réalisée. Cette définition doit permettre de poser le problème, de définir le type d'application de l'ACV, le public visé, c'est-à-dire les personnes auxquelles il est envisagé de communiquer les résultats de l'étude et le champ de l'étude (ISO 14040, 2006).

L'ACV réalisée peut avoir différents types d'application en lien avec le public visé :

- Sélection d'une politique ou d'un système ;
- Développement et/ou améliorations environnementales d'un système ;
- Évaluation réglementaire de la charge environnementale d'un système (affichage environnemental Grenelle) ;
- Information environnementale liée à un système (auto déclaration environnementale, écolabel).

La finalité de l'étude doit être précisée afin de pouvoir mettre en perspective les résultats de l'ACV, les données et le niveau de détail nécessaire (CONSOLI, ALLEN, *et al.*, 1993) et (ISO 14040, 2006).

L'exécutant ou praticien doit être, tant que possible, indépendant du mandataire notamment lorsque les résultats doivent être communiqués au public et qu'il s'agit d'une comparaison de systèmes concurrents (CONSOLI, ALLEN, *et al.*, 1993).

I.2.3.1.2 Champ de l'étude

La définition du champ de l'étude doit être clairement précisée afin de s'assurer que le niveau de détail demandé correspond aux objectifs du ou des décideur(s) et permet surtout de répondre à la problématique de l'ACV. D'après la norme ISO 14040, cette définition doit prendre en compte les éléments suivants et les décrire précisément (ISO 14040, 2006) :

- La (ou les) fonction(s) du système de produits ;
- L'unité fonctionnelle et les flux de référence ;
- Le système de produits à étudier ;
- Les frontières du système ;
- Les règles d'allocation ;
- Les catégories d'impacts et les méthodes de caractérisation des impacts qui sont utilisées ;
- L'interprétation des résultats ;
- Les exigences portant sur les données ;
- Les hypothèses ;
- Les limitations ;
- Les exigences initiales de qualité de données ;
- Le type de revue critique ;
- Le type et le format du rapport spécifié pour l'étude.

Le caractère itératif de l'ACV permet de réviser et de modifier (si nécessaire) le contenu de cette étape lorsque des informations supplémentaires sont recueillies ou qu'il est nécessaire de

faire des modifications dans la définition du champ d'application de l'étude.

I.2.3.1.3 Nature et fonction du système

Le système étudié par l'ACV se caractérise essentiellement par sa fonction. La fonction du système doit être clairement définie car elle sert de base pour déterminer l'unité fonctionnelle et les limites du système concerné. Dans le cas d'une comparaison de plusieurs systèmes, il est indispensable de bien appréhender toutes les fonctions de ces systèmes afin de déterminer une unité fonctionnelle pertinente sur la base de fonctions communes.

Cette étape peut se révéler parfois complexe dans le cas où le système traité est multifonctionnel. Dans ce cas, il sera nécessaire de faire la distinction entre la fonction principale et les fonctions secondaires qui pourront être prises en charges grâce à des règles d'allocations judicieuses.

I.2.3.1.4 Unité fonctionnelle

L'unité fonctionnelle est déterminée sur la base de la fonction du système. Elle se définit comme étant la grandeur quantifiant la fonction du système. Cette unité est la base de la comparaison et doit être commune à toutes les alternatives considérées (CLIFT, DOIG, *et al.*, 2000) et (ISO 14040, 2006). Elle est composée au minimum de trois unités : une unité de service qui précise la nature du système, une unité de produit qui définit la quantité du système et une unité de temps qui indique la durée considérée dans l'étude. L'unité fonctionnelle est donc une valeur définie et mesurable. Pour exemple, dans le cadre d'une ACV ayant pour objectif l'évaluation des impacts environnementaux d'un jean tout au long de son cycle de vie, l'unité fonctionnelle retenue est : « porter (unité de service) un jean (unité de produit) pendant un an (unité de temps) » (ADEME et BIO INTELLIGENCE SERVICE, 2006).

Après avoir défini l'unité fonctionnelle, un flux de référence est déterminé pour chaque scénario. Ce flux de référence désigne la quantité de produit nécessaire à la réalisation de la fonction. Par exemple, si le but d'une ACV est de comparer deux peintures pour un service équivalent rendu « couvrir 5 m² pendant 5 ans » et que :

- Deux litres de peinture A couvrent 5m² pendant 5 ans ;
- Deux litres de peinture B couvrent 5m² pendant 2,5 ans.

Le flux de référence est la quantité de peinture nécessaire pour remplir la fonction décrite par l'unité fonctionnelle. Il faudra donc deux fois plus de peinture B (quatre litres) que de peinture A (deux litres) pour assurer strictement la même fonction. L'ACV détermine alors les impacts liés à la production de 2 litres de peinture A et 4 litres de peinture B.

I.2.3.1.5 Frontières du système

Les différentes étapes de vie d'un système sont appelées processus et peuvent se subdiviser en processus élémentaires (Pe) et sont liés entre eux par des flux de produits intermédiaires (Fi),

à d'autres systèmes par des flux de produits (Fp) et à l'environnement par des flux élémentaires (Fe) (Figure I.4).

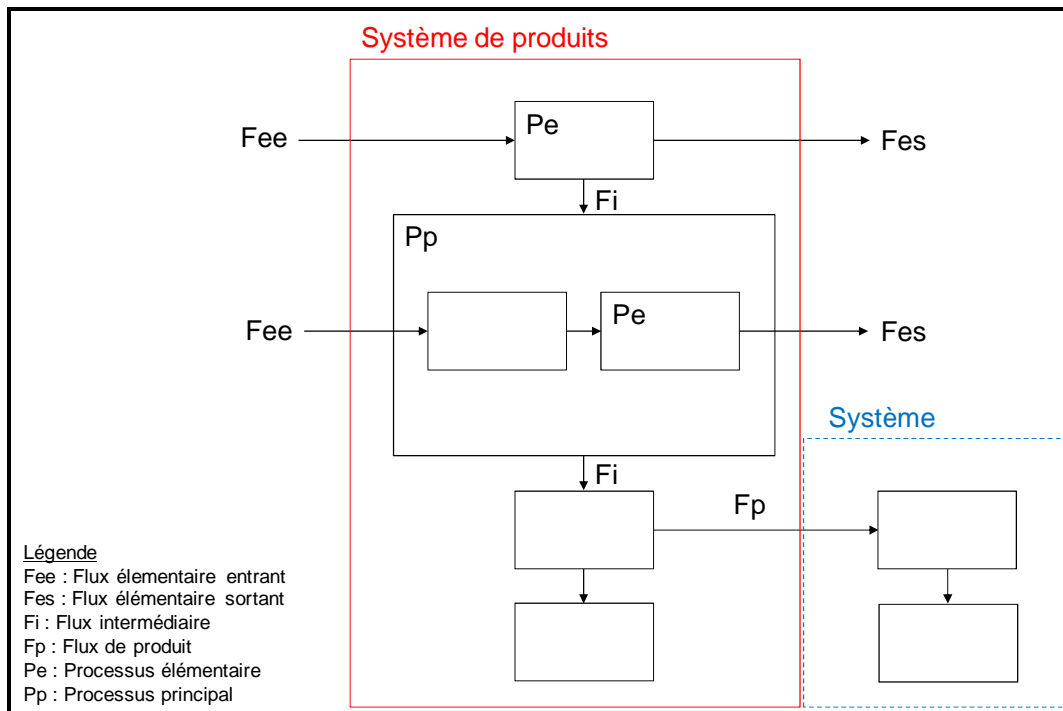


Figure I.4 : Définition et exemple d'un système de produits

Les frontières d'un système incluent par définition tous les processus élémentaires nécessaires à la réalisation de la fonction. Les choix d'inclure ou d'exclure certains processus élémentaires doivent être justifiés dans la phase de détermination des frontières de l'étude. Les principales raisons de restriction des processus élémentaires sont principalement dues à l'insuffisance des données disponibles ou à un manque de pertinence de ces données. Il peut cependant être difficile, à ce stade du déroulement de l'ACV, de déterminer la disponibilité et la pertinence des données. Cependant, comme l'ACV est une méthode itérative, il sera possible ultérieurement de revenir sur les choix faits au cours de cette étape. Pour déterminer les frontières du système, il est recommandé de le modéliser de sorte que les entrants et les sortants du système de produits considéré soient des flux élémentaires (Figure I.4).

Même s'il est possible d'exclure certains procédés, il est cependant indispensable, au regard de la pensée cycle de vie, de couvrir l'ensemble des différentes étapes du cycle de vie du système étudié (Figure I.5) :

- L'extraction et la préparation des matières premières et de l'énergie ;
- La mise à disposition des infrastructures, des machines, des entrants et les transports ;
- La phase de production ;
- La phase d'utilisation du produit et son entretien (nettoyage, maintenance,...) ;

- La phase de traitement des déchets en tenant compte de la valorisation matière ou énergie ;
- La phase d'élimination qui génère des émissions à traiter.

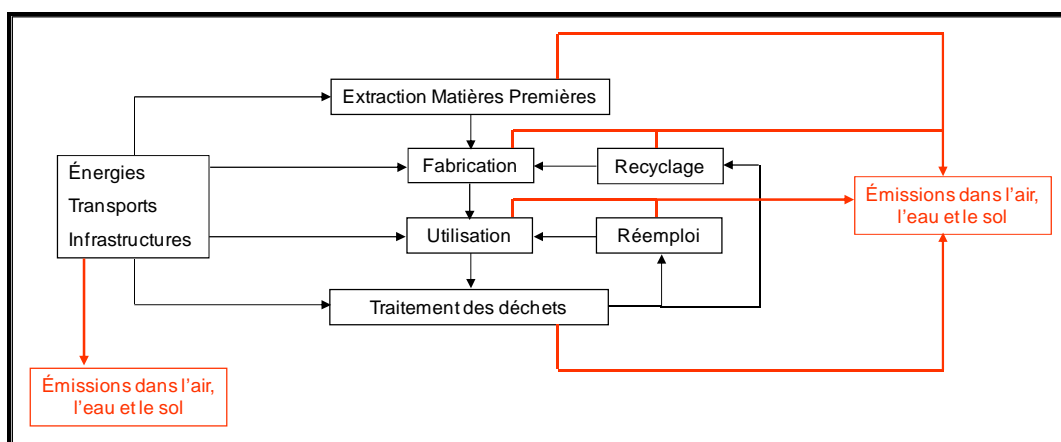


Figure I.5 : Arbre des processus et principales étapes du cycle de vie

Selon la norme ISO 14044 (ISO 14040, 2006), il existe trois règles pour définir les limites d'un système de production :

- Règle 1 : les limites du système doivent couvrir la même réalité fonctionnelle dans les différents scénarios. Si cette règle n'est pas respectée, l'ACV perd toute sa crédibilité et n'importe quelle conclusion peut être tirée ;
- Règle 2 : il est possible de définir un seuil de coupure qui permet d'exclure certains flux entrants ou sortants du système de produits sur des critères massiques ou énergétiques (un flux élémentaire qui contribue à moins de x% de la masse des entrants ou à moins de x% de la consommation énergétique ou à moins de x% des émissions d'un polluant ne sera pas pris en compte). L'exclusion de flux est cependant soumise à la vérification de la non pertinence environnementale, ce qui signifie que son impact potentiel sur l'environnement peut être considéré comme négligeable ;
- Règle 3 : les étapes d'un système identique à tous les scénarios choisis peuvent être exclues sous la seule condition que les flux de référence affectés par ces processus soient strictement égaux.

Indépendamment de la règle choisie pour déterminer les limites du système, le choix doit être justifié et validé (ISO 14040, 2006).

I.2.3.1.6 Description des scénarios

Pour évaluer de manière exhaustive les flux échangés dans le système, il est vivement recommandé de réaliser un arbre des processus (Figure I.5). Ce diagramme représentant les flux entrants et sortants du système schématise chaque procédé unitaire et décrit les flux reliant les

modules entre eux. La réalisation de cet arbre permet d'avoir une vue claire de l'ensemble des procédés et leurs liens.

La réalisation de l'arbre des processus permet de visualiser les différents scénarios à considérer dans l'ACV. Tous les scénarios doivent avoir la même fonction principale et présenter un environnement spatio-temporel identique (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005), ce qui signifie que les données de l'inventaire doivent être collectées dans des environnements géographiques et temporels similaires. Les extractions et les émissions de substances correspondantes aux flux élémentaires sont déterminées dans la phase d'inventaire des bilans de matière et énergie du système de produits.

I.2.3.1.7 Évaluation de la qualité des données

Afin d'estimer la pertinence de l'ACV, il est indispensable d'évaluer le niveau de qualité des données de l'inventaire. Afin de satisfaire les objectifs et le champ d'application de l'ACV, il est nécessaire que les exigences de qualité des données soient définies. L'évaluation de la qualité des données va permettre, dans la suite de l'étude, d'interpréter correctement les résultats en fonction de la fiabilité et des incertitudes liées à ces données. Le niveau de qualité de celles-ci va dépendre des deux paramètres suivants (ISO 14040, 2006) :

- De leur nature ;
- De leur représentativité.

La nature ou l'origine des données peut être variable et est en lien direct avec les incertitudes qui y sont associées. Elles peuvent provenir de mesures sur le terrain, de données des constructeurs, d'estimations, de calculs ou encore de recherches bibliographiques.

La représentativité des données est déterminée par des critères de temps, d'espace et de technologie. Pour le paramètre temporel, les données utilisées dans une ACV, ont une certaine valeur à un moment précis et peuvent varier fortement d'une période à une autre. Pour la pertinence de l'étude, il est important de prendre en compte l'âge et les paramètres de temps des mesures d'émissions. Pour le paramètre géographique, il est essentiel que la zone géographique considérée soit cohérente avec les objectifs de l'étude. Et enfin, pour le paramètre technologique, il s'agit de déterminer la représentativité des processus, c'est-à-dire, l'âge des processus afin de déterminer s'ils reflètent le contexte technologique visé (actuel ou de pointe) (ISO 14040, 2006). La norme ISO 14044 précise que, lorsque l'ACV réalisée est destinée à être comparée et communiquée au public, les exigences relatives à la qualité des données doivent couvrir également :

- Les facteurs temporels (âge des données, durée minimale de collecte,...) ;
- La fidélité (variance et variabilité des données) ;
- La complétude ;
- La cohérence ;

- La reproductibilité (degré d'information suffisant pour reproduire les résultats) ;
- Les sources des données ;
- L'incertitude des informations (données, modèles, méthodes et hypothèses).

La qualité des données peut être caractérisée par des aspects quantitatifs ou qualitatifs, cependant la norme ISO 14044 impose, *a minima*, la documentation de toutes les données (ISO 14040, 2006).

I.2.3.1.8 Revue critique

Cette étape est obligatoire dans le cas où l'ACV réalisée fait l'objet d'une communication publique et/ou compare des systèmes concurrentiels (ISO 14040, 2006). La revue critique permet de vérifier la crédibilité de l'étude ACV réalisée. Pour vérifier ce paramètre, la revue doit examiner si l'étude satisfait aux exigences méthodologiques, de données, d'interprétation et de communication et si l'étude est conforme aux principes de l'ACV :

- Cohérence des méthodes utilisées pour réaliser l'ACV avec la norme ISO 14040 ;
- Validité des méthodes utilisées pour réaliser d'ACV des points de vue scientifique et technique ;
- Cohérence des données utilisées par rapport aux objectifs de l'étude ;
- Mise en perspective des résultats par rapport aux limites identifiées et aux objectifs de l'étude ;
- Transparence et cohérence du rapport d'étude.

La revue critique peut être réalisée par un expert interne ou externe au commanditaire de l'étude. Dans le cas où la revue critique est réalisée par un expert interne, il est nécessaire de garantir une double compétence : connaissance du secteur étudié et garantie de son indépendance par rapport à l'ACV réalisée (ADEME, 2005). Cette revue peut également être réalisée par un comité de parties intéressées. Dans ce cas, il est nécessaire de définir un expert externe et indépendant en tant que président du comité de revue qui doit être composé d'au moins trois personnes. Ce comité peut également être composé de parties intéressées concernées par les conclusions de l'ACV (ISO 14040, 2006).

Les objectifs, le type et le champ de la revue critique doivent être définis pendant la première étape de l'ACV. D'après CONSOLI *et al.*, (CONSOLI, ALLEN, *et al.*, 1993), la réalisation d'une revue critique est un facteur clé dans l'évolution de la démarche ACV. En effet, il existe deux bénéfices majeurs d'une revue critique :

- Elle améliore la qualité scientifique et technique de l'ACV ;
- Elle aide à centrer les objectifs de l'étude, la collecte des données, fournit une vérification réglementaire des conclusions de l'étude, et améliore ainsi sa crédibilité.

Après avoir défini les finalités de l'étude, le champ d'application, la nature et la fonction du système, l'unité fonctionnelle, et les frontières du système, l'étape suivante consiste à identifier et quantifier les flux entrants et sortants du système étudié.

I.2.3.2 Inventaire et bilans énergétiques et massiques

La deuxième étape de la démarche ACV consiste à quantifier les différents flux entrant et sortant du système. Pour cette quantification, le flux de référence calculé pour les processus unitaires du système sert de base. Cette étape d'inventaire permet de quantifier les flux élémentaires et intermédiaires entrants ou sortants (matière ou énergie).

Cette deuxième étape de l'ACV est fastidieuse et complexe du fait du travail de collecte de données. Les données de l'inventaire doivent être rapportées à l'unité fonctionnelle qui sert de base pour la quantification des flux. Une fois que tous les flux sont rapportés à l'unité fonctionnelle, un seuil de coupure peut être utilisé pour réaliser un dessin plus précis des frontières du système de produits et exclure certains flux qui peuvent être considérés comme négligeables au regard des critères de masse, d'énergie et de pertinence environnementale. L'introduction du seuil de coupure permet de ne prendre en compte que les flux qui sont considérés comme pertinents pour l'étude et de simplifier l'étape d'inventaire. Cette simplification ne peut se faire qu'après avoir vérifié que le flux à exclure ne présente pas d'intérêt dans le cadre d'une évaluation environnementale (critère de pertinence environnementale ; en d'autres termes, le flux présente-t-il un caractère potentiel polluant ?).

Au fil de l'inventaire, il peut apparaître des incohérences dans la définition des objectifs, des frontières ou de champ de l'étude et il est souvent nécessaire de revenir à l'étape précédente pour modifier les objectifs, les frontières ou le champ d'application. Le caractère itératif de l'ACV permet de résoudre ce problème.

I.2.3.2.1 Règles d'affectation

Pendant cette phase de recueil des données, certains processus de production ou de traitement peuvent avoir plusieurs fonctions et/ou engendrer plusieurs produits, appelés coproduits (Figure I.6). Ce caractère multifonctionnel peut engendrer des problèmes de comparabilité entre les différents systèmes étudiés. Il est donc nécessaire de déterminer des règles d'allocation, appelée aussi affectation, qui permettent d'attribuer la charge environnementale au produit ou à la fonction concernée.

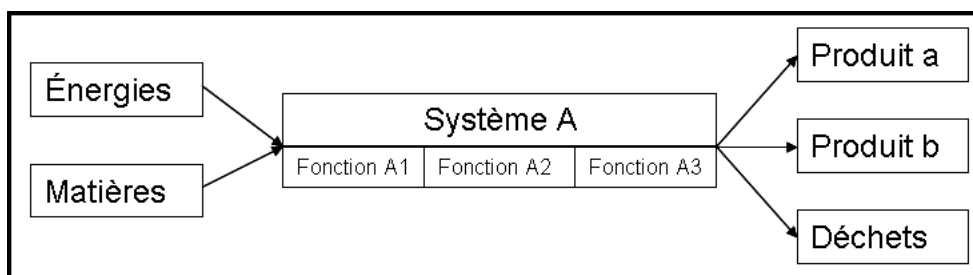


Figure I.6 : Schéma d'un système multifonctionnel avec coproduits et déchets

Pour attribuer cette charge environnementale au produit ou à la fonction concernée, il existe différentes procédures d'allocation :

- Modification des frontières appelée aussi extension des frontières par soustraction ou addition ;
- Allocation physique (massique ou énergétique) ;
- Allocation économique.

I.2.3.2.2 Extension des frontières

Pour subdiviser un système, il est nécessaire de le décrire en détail afin d'examiner si certains processus ne peuvent pas être spécifiques à l'un des coproduits. La subdivision des processus ne s'applique que lorsque le processus est divisible.

Dans les études de FINNVEDEN et EKVALL (FINNVEDEN et EKVALL, 1998) et LIAMSANGUAN et GHEEWALA (LIAMSANGUAN et GHEEWALA, 2008a), concernant la gestion des déchets, le problème de la modification des frontières est également posé dans le cas de la comparaison de l'incinération avec valorisation énergétique et le stockage sans valorisation du biogaz. La principale fonction de l'installation de stockage et de l'incinérateur est le traitement des déchets solides. L'incinération présente une co-fonction : la production d'énergie (sous forme de chaleur ou d'électricité).

D'une façon générale, pour rendre les systèmes A et B comparables au regard de la fonction 1, il est possible de « soustraire » la fonction 2 au système multifonctionnel (Figure I.7).

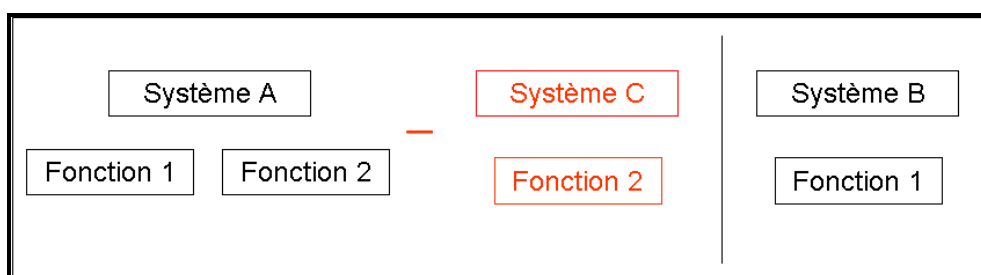


Figure I.7 : Exemple de subdivision d'un processus

Dans ce processus, les impacts liés à la réalisation de la fonction 2 par le système C sont alors considérés comme des impacts évités et comptabilisés en valeur négative. Cet exemple est aujourd'hui caduc car les installations de stockage actuelles disposent presque toutes d'un système de valorisation du biogaz.

Cette fois, pour rendre les systèmes A et B comparables au regard des fonctions 1 et 2, il est possible d'« additionner » la fonction 2 au système monofonctionnel (Figure I.8).

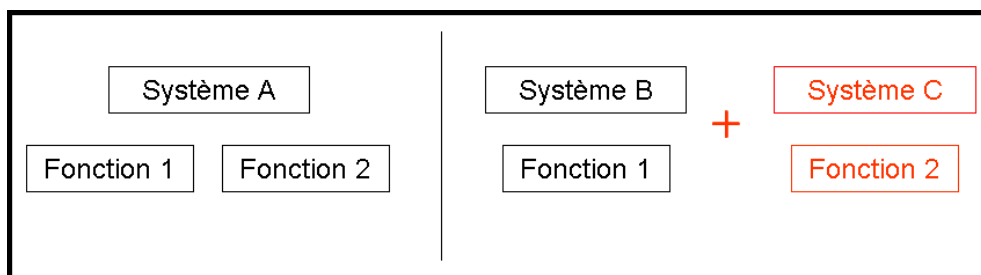


Figure I.8 : Exemple d'extension d'un processus

Pour comparer les systèmes A et B, il est nécessaire que ces systèmes soient identiques. Or le système A remplit les fonctions 1 et 2 et le système B ne remplit que la fonction 1. L'extension des frontières permet d'ajouter un troisième système C qui remplit la fonction 2. Les impacts liés à la réalisation de la fonction 2 du système C seront alors « ajoutés » aux impacts produits par le système B.

Pour que cette méthode soit applicable, il est nécessaire qu'un système « ajouté » ou « soustrait » existe et que l'on dispose des données relatives à son cycle de vie (Figure I.8). Selon JOLLIET *et al.*, (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005), le choix de l'alternative est crucial dans la méthode d'extension. Le choix de l'alternative dépend également de l'approche de l'ACV utilisée : conséquentielle ou attributive. La terminologie attributive/conséquentielle a été adoptée en 2001 au cours d'un *workshop* relatif aux données d'inventaire (EKVALL et WEIDEMA, 2004).

L'ACV conséquentielle se définit par la prise en compte des conséquences de la réalisation d'un scénario. L'objectif d'une démarche conséquentielle est de déterminer si la réalisation d'un scénario entraînera une modification du contexte et notamment des procédés d'arrière plan et de leurs impacts. Par exemple, la question de la modélisation d'une ACV selon une approche conséquentielle se pose dans le cas des hypothèses de substitution énergétique. Lorsque le fonctionnement d'un incinérateur permet de chauffer les riverains, quelle substitution énergétique faut-il prendre en compte dans le cas où l'incinérateur cesserait de fonctionner ou ne serait pas mis en place ?

L'ACV attributive est une ACV classique, où tous les procédés impliqués dans le cycle de vie doivent être étudiés (PARENT, 2009). Elle décrit les flux physiques pertinents d'un point de vue environnemental à partir d'un cycle de vie et de ses sous-systèmes (EKVALL et ANDRÆ, 2006) et (FINNVEDEN, HAUSCHILD, *et al.*, 2009). Les flux de pollution et de ressources, décrits par l'approche attributive, sont exprimés en fonction de l'unité fonctionnelle définie (THOMASSEN, DALGAARD, *et al.*, 2008). L'ACV attributive, en comparaison à l'ACV conséquentielle, peut être utilisée afin de fournir des informations concernant des choix d'éco conception, de politique d'achat responsable et donc contribuer à un processus de décision. Cependant, dans un grand nombre d'ACV attributives réalisées la modélisation des conséquences d'une décision n'est pas effectuée. L'approche attributive est la plus largement utilisée. Elle doit inclure des données moyennes sur chaque procédé unitaire du cycle de vie étudié. L'inventaire est réalisé à partir de

données moyennes qui reflètent les flux physiques réels et concerne uniquement les procédés du cycle de vie analysé, en comparaison à l'ACV conséquentielle, où la modélisation des conséquences peut amener le praticien à étudier des procédés extérieurs au cycle de vie étudié. La plupart des ACV sont des ACV attributives. L'utilisation des approches attributive et conséquentielle est complémentaire et permet de fournir des connaissances relatives aux conséquences d'une modélisation, d'une évolution ou encore d'une décision (EKVALL et ANDRÆ, 2006).

L'utilisation de l'approche attributive ou conséquentielle peut influencer la définition des frontières du système, le système d'allocation utilisé ainsi que des choix méthodologiques tels que la définition de l'unité fonctionnelle ou encore la sélection d'une méthode de caractérisation (FINNVEDEN, HAUSCHILD, *et al.*, 2009). Par extension, le choix de l'approche utilisée aura des conséquences sur les résultats de l'ACV.

I.2.3.2.3 Allocation physique

Lorsqu'il n'est pas possible d'éviter la mise en place de procédure d'allocation et que l'extension des frontières n'est pas possible, il convient d'attribuer les impacts environnementaux d'un système aux fonctions de ce système par des règles de répartition physiques (EKVALL et TILLMAN, 1997) (Figure I.9).

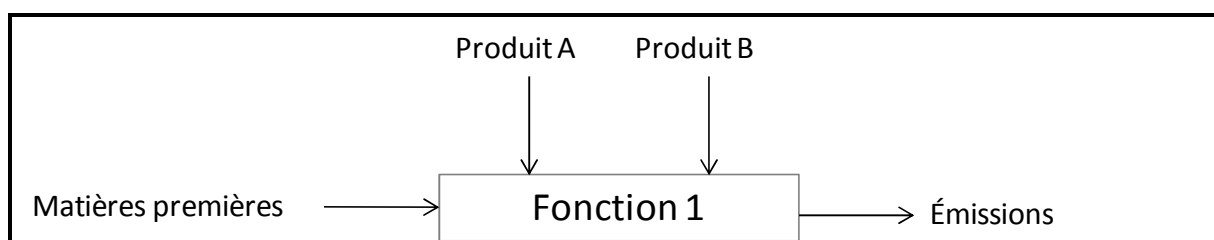


Figure I.9 : Exemple d'allocation physique

La répartition peut se faire suivant des relations physiques entre les produits et les fonctions telles que la répartition massique ou encore énergétique. Pour illustrer l'exemple des allocations physiques, il est possible de citer l'exemple du traitement des déchets. Les émissions de métaux lourds lors du traitement des déchets sont directement proportionnelles aux métaux lourds contenus dans les déchets entrants dans l'installation de traitement. Les émissions peuvent donc être allouées de façon proportionnelle aux déchets initiaux (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005). L'allocation massique et énergétique est la plus souvent utilisée dans le monde de l'industrie. Son utilisation peut cependant être discutable au regard de la relation cause à effet qu'elle représente.

La procédure d'allocation peut également se faire en fonction de la valeur économique du produit. Cependant, il est recommandé de réaliser cette dernière procédure lorsqu'aucune autre règle d'allocation (extension et allocation physique) ne peut être réalisée. En effet, les relations économiques entre les entrants et les sortants d'un système peuvent être très éloignées des relations environnementales.

Au-delà de la procédure d'allocation choisie, il est indispensable que cette dernière se rapproche autant que possible des relations qui existent entre les entrants et les sortants (ISO 14044, 2006).

I.2.3.2.4 Inventaire du Cycle de Vie (ICV)

Dans certaines études, lorsque l'inventaire est achevé, l'étape suivante d'évaluation des impacts potentiels sur l'environnement n'est pas réalisée. L'auteur interprète uniquement les résultats d'inventaire. Dans ce cas, l'étude n'est plus appelée Analyse du Cycle de Vie mais Inventaire du Cycle de Vie (ICV) et dépend des objectifs fixés au préalable. Ce type d'étude est réalisé lorsque le nombre de données à recueillir est peu important ou quand les perspectives de l'étude sont moins ambitieuses. Les principales limites de l'ICV sont le grand nombre de données à traiter qui peut entraîner des difficultés d'interprétation, et le non établissement du lien entre les données d'inventaire et les impacts potentiels. Dans les ACV destinées à la communication publique, la réalisation d'une étude ICV seule n'est pas recommandée car elle peut être jugée trop complexe et non accessible pour un public non expert.

L'étape suivante va permettre d'interpréter les données issues de l'inventaire et de déterminer l'impact environnemental de chaque flux.

I.2.3.3 Évaluation des impacts environnementaux potentiels

Au travers de cette étape, le lien entre les données de l'inventaire et les impacts environnementaux auxquels ils peuvent théoriquement être rattachés est établi. Il sera alors possible d'interpréter les données de l'inventaire.

Les différentes phases de cette analyse sont :

- La classification des émissions : établissement du lien qualitatif entre les substances et les catégories d'impacts auxquelles elles peuvent potentiellement contribuer ;
- La caractérisation qui permet la quantification proprement dite des impacts environnementaux ;
- La normalisation et/ou pondération (étape facultative) : méthodes permettant positionner les résultats de l'ACV dans un contexte plus global : le choix des méthodes de pondération ou de normalisation est assez subjectif et peut entraîner une agrégation de données (ISO 14040, 2006).

Avant de réaliser la classification des flux dans les différentes catégories d'impacts, le décideur doit sélectionner les catégories d'impacts à évaluer en fonction de l'objectif de l'étude. Pour que l'étude soit la plus pertinente possible, il est souhaitable d'être exhaustif autant que possible. Cependant, une sélection des catégories d'impacts peut être faite dans la mesure où elle est justifiée.

I.2.3.3.1 Classification des impacts potentiels

La classification des impacts potentiels est la première phase de la troisième étape de l'ACV. Les émissions et les extractions de substances contribuant aux impacts environnementaux sont associées aux différentes catégories d'impacts auxquelles elles contribuent (une émission peut potentiellement contribuer à plusieurs catégories d'impacts). Il s'agit d'établir un lien qualitatif entre aspects environnementaux (émissions et extractions) et impacts environnementaux potentiels.

Le terme « potentiel » est employé, car les impacts calculés au cours de l'ACV ne sont pas des impacts réels. Ceci est dû, en partie, à un manque de connaissance des mécanismes d'apparition des impacts mais aussi des phénomènes de synergie et antagonisme entre les substances et leur devenir dans l'environnement (POTTING et HAUSCHILD, 1997a). Pour veiller à ne pas oublier d'impacts environnementaux potentiels, éviter leur redondance et vérifier leur mesurabilité, il est conseillé de les lister par rapport à leur échelle spatiale (Tableau I.3).

Tableau I.3 : Répartition des différentes catégories d'impacts en fonction de leur échelle spatiale (AISSANI, 2008)

Échelle globale	Échelle régionale	Échelle locale
	Pollution photochimique	
Augmentation de l'effet de serre	Acidification	Toxicité
Déplétion de la couche d'ozone	Eutrophisation	Écotoxicité
Épuisement des ressources non renouvelables		Nuisances (bruit, odeurs, impacts paysagers)

Cependant, d'autres auteurs proposent d'autres classements des catégories d'impacts. UDO DE HAES *et al.*, (UDO DE HAES, JOLLIET, *et al.*, 1999) présentent une classification des impacts en fonction de leur origine et proposent les catégories suivantes pour les flux entrants (matière et énergie) :

- Extraction des ressources abiotiques : extraction de dépôts (carburants fossiles, minerais...), extraction des fonds (eaux souterraines, sable et argile) et extraction des ressources renouvelables (énergie solaire, éolienne et eaux de surface) ;
- Extraction des matières biotiques : extraction de biomasse spécifique issue de l'environnement naturel ;
- Utilisation de l'espace : consommation d'espace, dégradation des fonctions vitales et dégradation de la biodiversité.

MANFREDI *et al.*, (MANFREDI, TONINI, *et al.*, 2010) proposent également une classification différente :

- Catégories d'impacts environnementaux standards : changement climatique, pollution photochimique, déplétion de la couche d'ozone, acidification et eutrophisation ;
- Catégories d'impacts environnementaux liées à la toxicité : écotoxicité dans les compartiments eau et sol, et toxicité dans les compartiments air, eau et sol ;
- Contamination des eaux souterraines : pollution des eaux souterraines.

L'importance ne réside pas dans le choix du classement des catégories d'impacts mais plutôt dans l'exhaustivité des catégories d'impacts évaluées. L'évaluation doit, dans un premier temps, permettre de répondre aux objectifs de l'étude. Ensuite, pour répondre à la norme, l'ACV doit être la plus exhaustive possible et donc évaluer un grand nombre d'impacts, dans la mesure où des données fiables relatives à ces impacts sont disponibles. Le classement des catégories d'impacts d'UDO DE HAES (UDO DE HAES, JOLLIET, *et al.*, 1999) n'est pas exhaustif en matière d'impacts et certaines catégories d'impacts ne sont pas évaluées, telles que l'acidification, la déplétion de la couche d'ozone ou encore l'eutrophisation. Quant au classement de MANFREDI *et al.*, il ne tient pas compte des échelles spatiales de chaque catégorie d'impact (Tableau I.3).

Cette phase de classification permet de traduire les données environnementales de l'inventaire en catégories d'impacts. Cette traduction constitue une première étape d'agrégation. Au cours de cette étape, il est possible de lier une substance à plusieurs catégories d'impacts. Cette étape de classification est systématiquement négligée dans le calcul de l'impact (Equation I.1). En effet, la distribution d'un polluant sur les différentes catégories d'impacts n'est pas prise en compte et on considère la totalité du flux/de la masse de polluant pour toutes les catégories d'impacts (Figure I.10).

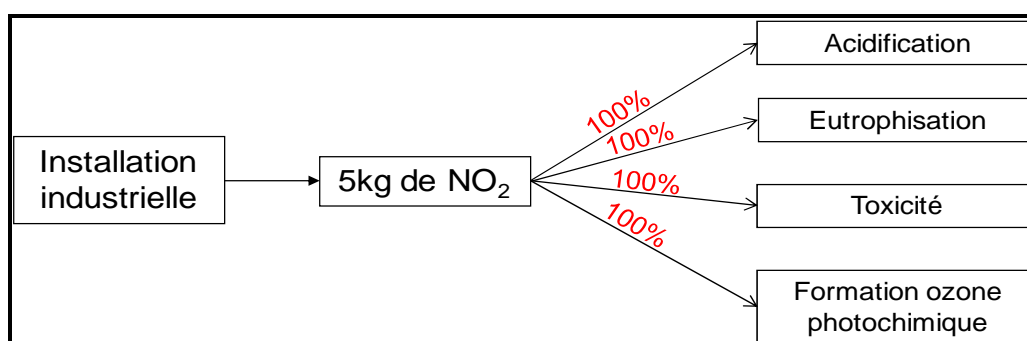


Figure I.10 : Définition de la notion d'impact potentiel

La non prise en compte de la distribution du polluant dans les différentes catégories d'impacts peut entraîner une surestimation ou une sous-estimation du calcul de l'impact environnemental (VENTURA, 2011). L'affectation de la totalité de la masse de polluant à chaque catégorie d'impact, revient à multiplier la masse du polluant par le nombre de catégories d'impacts. Dans ce cas, le calcul de l'impact est surestimé. En opposition, lorsque le polluant émis contribue indirectement (après modification physico-chimique) à une catégorie d'impact,

il n'est pas pris en compte dans le calcul de l'impact. Dans ce cas, l'indicateur est sous-estimé. Les connaissances actuelles ne permettent pas de répartir les pourcentages de substance entre les différentes catégories d'impacts auxquelles elle contribue. Pour éviter la redondance liée à l'étape de classification, VENTURA propose deux types de répartition du polluant dans les catégories d'impacts (VENTURA, 2011) :

- La classification équiprobable basée sur une probabilité identique de contribution aux catégories d'impacts permet d'éviter le double comptage des substances dans différentes catégories d'impacts en intégrant les contributions directes et indirectes. Par rapport à la Figure I.10, il s'agit de répartir de façon équiprobable les 5 kg de NO₂ en fonction des catégories d'impacts en considérant les contributions directes et indirectes ;
- La classification de zone permet de calculer le coefficient de classification en fonction des conditions du territoire (de la zone).

Les travaux de recherche liés à l'affectation de la substance aux impacts environnementaux sont actuellement en cours mais nécessitent pour cela une bonne connaissance du mécanisme de l'impact et des conditions du territoire.

Lorsqu'une substance polluante est émise dans l'environnement, elle va suivre un cheminement : émission, dégradation, transport, dépôt, atteinte de la cible et effet sur la cible (Figure I.11).

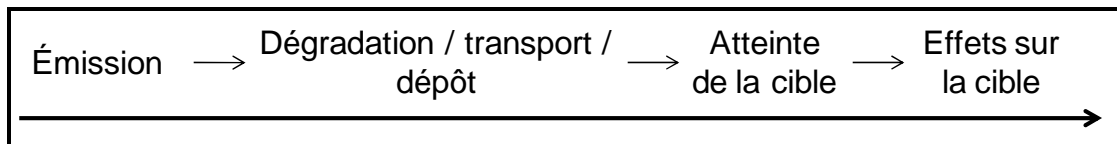


Figure I.11 : Chaîne de cause à effet d'un impact environnemental

Ce cheminement est alors appelé chaîne de cause à effet (ou voie d'impact ; *impact pathway*) et prend en compte tous les processus environnementaux qui amènent la substance de son émission à son impact final. Pour modéliser les voies d'impact des substances, il existe des méthodes qui permettent de quantifier chaque donnée d'inventaire à leurs impacts/dommages environnementaux potentiels. Il s'agit des méthodes de caractérisation.

I.2.3.3.2 Caractérisation des impacts potentiels

Cette étape permet la quantification des impacts environnementaux potentiels à partir du produit de la masse d'une substance émise et d'un facteur de caractérisation (Équation I.1). La norme ISO 14044 (ISO 14040, 2006) appelle ce produit « indicateur d'impact » selon la formule suivante :

$$I_i = m_i \times FC_i \quad (\text{Équation I.1})$$

Avec :

- I le score d'impact de la substance i ;
- m_i la masse de substance i en kg ;
- FC_i le facteur de caractérisation de la substance i .

Le facteur de caractérisation permet d'effectuer le lien quantitatif entre le flux émis par un système anthropique et ses effets sur l'environnement. Pour chacune des catégories d'impacts, il existe plusieurs facteurs de caractérisation. Un facteur de caractérisation est associé à une substance et à une catégorie d'impact. Ces facteurs de caractérisation peuvent varier d'une méthode de calcul à une autre et peuvent s'exprimer différemment en fonction des méthodes et des impacts étudiés. En général, les impacts environnementaux potentiels évalués dans une ACV sont :

- L'augmentation de l'effet de serre ;
- L'acidification ;
- L'eutrophisation ;
- L'oxydation photochimique ;
- La toxicité ;
- La déplétion de la couche d'ozone ;
- L'écotoxicité ;
- L'épuisement de ressources fossiles.

Cette étape permet de modéliser une dizaine d'impacts environnementaux potentiels et permet une interprétation plus facile des résultats au regard de l'étape d'inventaire du fait de l'agrégation des centaines de flux d'inventaire en une dizaine de catégories d'impacts. En revanche, cette étape de caractérisation entraîne une perte d'informations du fait de l'agrégation des données.

Les facteurs de caractérisation sont construits à partir des propriétés de la substance concernée et tiennent compte parfois des conditions du milieu impacté. Les méthodes de calcul qui regroupent tous ces facteurs de caractérisation sont appelées méthodes de caractérisation. Cependant, elles ne réalisent pas uniquement la caractérisation mais bien la classification, la caractérisation et l'évaluation. Aujourd'hui, différentes méthodes sont disponibles, plus ou moins pertinentes en fonction de la finalité de l'étude. Aucun consensus international privilégiant une méthode de caractérisation plus qu'une autre n'est recensé. Cependant, le *Joint Research Centre* (Centre de recherche de la Commission Européenne) a établi des recommandations sur l'utilisation des méthodes de caractérisation selon l'impact environnemental évalué. Pour assurer la pertinence de l'ACV, cette étape doit être la plus transparente possible dans le choix de la méthode de caractérisation et dans l'explication de ses

limites.

Il existe deux approches des méthodes de caractérisation (POTTING, HAUSCHILD, *et al.*, 1999) : les méthodes *midpoint* et les méthodes *endpoint*. Elles se différencient par leur positionnement sur la chaîne de cause à effet des impacts et donc par leur construction (Figure I.12).

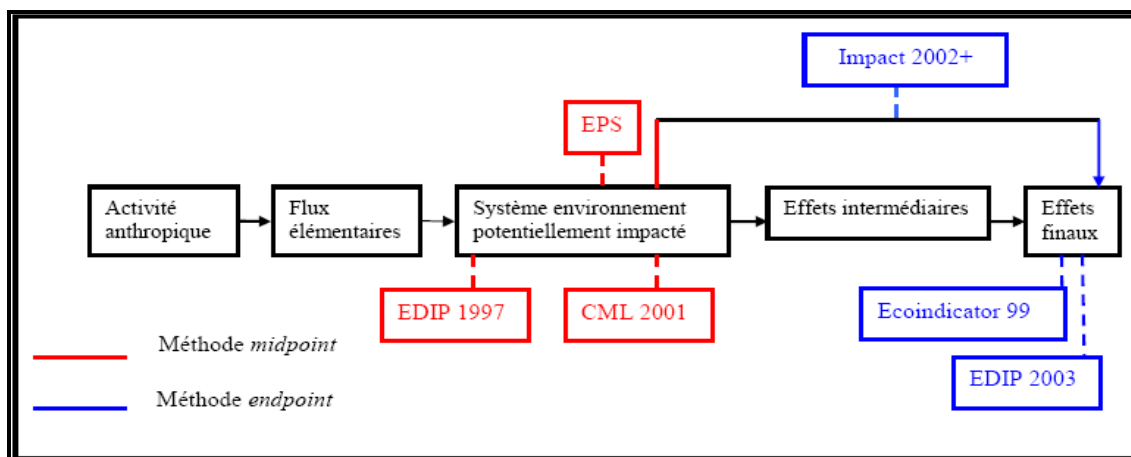


Figure I.12 : Positionnement des méthodes *midpoint* et *endpoint* sur la chaîne de cause à effet d'un impact (AISSANI, 2008)

Les méthodes *midpoint* sont construites à partir des propriétés polluantes de la substance et modélisent l'impact potentiel de la substance sur l'environnement par rapport à l'impact potentiel d'une substance de référence. Les méthodes *endpoint* modélisent les dommages sur les cibles environnementales que peut avoir une substance et de ce fait intègrent un plus grand nombre de paramètres en termes de mécanismes d'impacts. Les méthodes *midpoint* restent les plus utilisées et les plus reconnues. Les méthodes *endpoint* sont très prisées par les décideurs car les unités dans lesquelles sont exprimés les résultats sont plus parlantes.

A l'issue de la caractérisation, les résultats sont présentés pour une dizaine de catégories d'impacts. Dans un processus décisionnel, le nombre de catégories d'impacts peut se révéler trop important pour les décideurs qui souhaitent un nombre de critères moins important. Il est possible de réduire le nombre de ces critères en pratiquant un travail sur les résultats par l'intermédiaire des méthodes de normalisation et/ou de pondération.

I.2.3.3 Normalisation et pondération des impacts potentiels

Selon la norme ISO 14044 (ISO 14044, 2006), cette étape est facultative. Elle permet de calculer l'importance des résultats d'indicateurs (ou score d'impact) de catégories par rapport à des informations de référence. L'objectif est de mieux comprendre l'importance relative de chaque catégorie d'impact. Cette étape est souvent réalisée dans le cadre de la communication des informations à un public non averti ou non expert. La normalisation transforme un résultat d'indicateur en le divisant par une valeur de référence. Par exemple, il est possible de normaliser les résultats d'une ACV selon AISSANI (AISSANI, 2008) :

- Les résultats d'impacts moyens de l'Europe ;
- Les résultats d'impacts moyens d'un habitant européen (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009) ;
- Les résultats d'impacts d'un système jugé comme étant une référence dans le domaine industriel ou environnemental.

I.2.3.4 Interprétation des résultats

Cette étape est la dernière étape d'une ACV. A partir des résultats des étapes précédentes, il est possible de conclure et de faire des recommandations. Ces dernières doivent répondre aux objectifs de la première étape. Dans le cas où les résultats ne répondent pas aux objectifs, il est nécessaire de redéfinir le champ d'application de l'étude et les objectifs fixés grâce au caractère itératif de l'ACV. Cette étape a pour but d'identifier les étapes du cycle de vie sur lesquelles il faut intervenir pour réduire l'impact environnemental du système. Elle doit apporter des informations claires et utilisables pour la prise de décision. JOLLIET *et al.*, (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005) conseillent de réaliser l'étape d'interprétation de manière systématique après la fin de chaque phase de l'ACV. L'analyse des résultats et les priorités du décideur doivent permettre de définir des priorités d'actions afin de réduire l'impact du système anthropique sur l'environnement.

I.2.3.5 Vérifications

L'étape de vérification n'est pas une étape de l'ACV au sens des étapes précédentes. Elle permet d'étudier la fiabilité et la cohérence des résultats de l'ACV (ISO 14044, 2006). Il existe trois techniques complémentaires pour vérifier les résultats d'une étude ACV :

- Le contrôle de complétude : qui permet de vérifier le caractère exhaustif de l'étude, c'est-à-dire la prise en compte de toutes les informations pertinentes et les données requises, mais également leur disponibilité et leur compréhension, pour l'interprétation des résultats ;
- Le contrôle de sensibilité : qui permet d'évaluer la fiabilité des résultats et des conclusions en déterminant s'ils sont affectés par la variation des paramètres sensibles ;
- Le contrôle de cohérence : qui vise à déterminer si les hypothèses, les méthodes et les données sont cohérentes avec les objectifs de l'étude.

La réalisation de ces différents contrôles permet d'augmenter la fiabilité et la robustesse de l'étude.

I.2.4 Limites méthodologiques et pratiques de l'ACV

L'ACV présente certaines limites intrinsèques à son caractère holistique. La troisième étape de la méthodologie est bien sur celle qui présente le plus de limites car elle intègre beaucoup d'incertitudes basées sur des hypothèses liées au fonctionnement du système étudié et aux

méthodes de quantification des impacts :

- Méthodologiques :
 - › Dépendance des résultats aux hypothèses et aux données :
 - Les données d’inventaire ne sont pas toujours disponibles ;
 - Les résultats sont fortement dépendants des hypothèses posées au début de l’étude, des méthodes de caractérisation utilisées et des conditions géographiques locales (substitution de l’énergie utilisée) ;
 - La détermination de certaines hypothèses peut entraîner des résultats différents pour deux ACV identiques réalisées par deux personnes différentes : les normes ISO insistent sur le besoin de transparence de la méthodologie et de reproductibilité de l’étude réalisée ;
 - Le manque de connaissance de la réalisation potentielle des impacts environnementaux potentiels induit une forte majoration lors de l’évaluation des impacts locaux notamment ;
 - › Différenciation spatiale :
 - La non prise en compte de la différenciation spatiale des émissions, c’est-à-dire du lieu, du moment d’émission et de la présence potentielle de cibles entraîne une évaluation difficile des impacts locaux tels que la toxicité et l’écotoxicité ;
 - › Évaluation environnementale uniquement :
 - Dans sa méthodologie classique, l’ACV est un outil d’évaluation environnementale qui ne permet pas d’évaluer les aspects sociaux et/ou économiques d’un projet ;
- Pratique : l’étude ACV est longue, fastidieuse et coûteuse et les licences de logiciel sont souvent très onéreuses.

L’ACV permet d’évaluer les impacts environnementaux potentiels d’un produit ou d’un système sur l’environnement. Appliquée à la gestion des déchets, l’ACV permet d’évaluer l’impact des filières de traitement des déchets sur l’environnement. La structure méthodologique de l’ACV appliquée à la gestion des déchets présente des spécificités notables liées à la thématique évaluée par rapport à la méthodologie de l’ACV classique.

I.3 L'ACV APPLIQUEE A LA GESTION DES DECHETS MENAGERS

L'Analyse du Cycle de Vie appliquée à la gestion des déchets, appelée ici « ACV déchets », est une évaluation des performances environnementales des différents moyens de gestion des déchets (collecte, transport, traitement et élimination) mis en place par une collectivité. L'objectif est de comparer les différentes filières de gestion de déchets pour un gisement donné, d'un point de vue environnemental (ADEME et AMORCE, 2005).

La structure méthodologique de l'ACV déchets diffère de celle de l'ACV en général. Une revue des ACV déchets publiées dans le monde entre 1998 et 2011 permet d'identifier les principaux points méthodologiques sensibles lorsque les systèmes de traitement des déchets ménagers sont évalués.

I.3.1 Particularités méthodologiques

Une des grandes particularités des ACV déchets est dans la définition du périmètre de l'étude. En effet, dans ces études, le terme « cycle de vie » commence dès que le produit devient un déchet et que le propriétaire souhaite s'en débarrasser (Figure I.13). En pratique, cela signifie que les ACV déchets n'intègrent pas les émissions et les consommations associées aux étapes précédentes du cycle de vie, c'est-à-dire, avant que le produit ne devienne un déchet. Cette non intégration des étapes précédentes signifie également que le déchet entre dans le système « fin de vie » avec une charge environnementale nulle. Cet aspect de l'ACV appliquée à la gestion des déchets s'avère être un point important lors de la modélisation des émissions et en particulier pour les émissions de carbone biogénique (paragraphe I.3.3.2). Par contre, les différentes étapes de la gestion des déchets, y compris les étapes de valorisation (récupération de matière ou d'énergie) qui peuvent venir limiter certains impacts environnementaux, sont intégrées (ADEME et AMORCE, 2005).

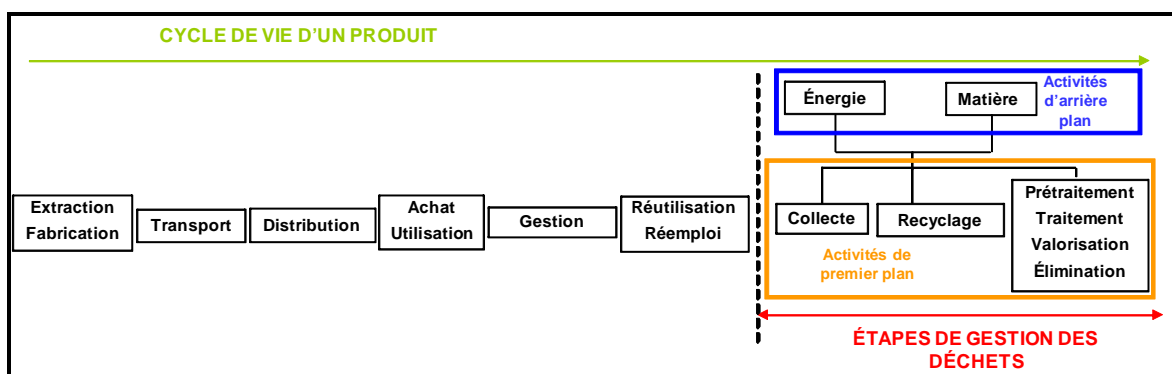


Figure I.13 : Position des étapes de la gestion des déchets dans le cycle de vie d'un produit

Les étapes de collecte et de traitement des déchets (Figure I.13), sont appelées étapes de premier plan, c'est-à-dire que les impacts liés à ces étapes sont directement liés à la gestion des déchets. Les procédés d'extraction, de fabrication, de transport et d'utilisation des matières

premières et de ressources énergétiques sont appelés étapes d'arrière plan et représentent les activités support permettant aux activités de premier plan d'être menées à bien.

Les ACV déchets ont pour principale finalité le choix de scénario de gestion ou la sélection de différentes filières de traitement pour une fraction de déchets donnée pour une collectivité. L'utilisation de l'ACV déchets permet d'aider les réflexions et tend vers l'aide à la prise de décision en « hiérarchisant » les scénarios selon les catégories d'impacts et en « hiérarchisant » les étapes du cycle de vie les plus néfastes au regard des critères sélectionnés permettant ainsi à la collectivité d'objectiver son choix.

L'utilisation de l'ACV constitue une démarche volontaire qui a pour but d'éclairer, principalement, dans le cadre de la gestion des déchets, les décisions d'un point de vue environnemental global. En 2005, l'ADEME et AMORCE (Association nationale des collectivités, des associations et des entreprises pour la gestion des déchets, de l'énergie et des réseaux de chaleur) ont réalisé un panorama des différentes situations d'usage ou contextes des ACV déchets au niveau territorial et national (ADEME et AMORCE, 2005). Au niveau territorial, l'ACV appliquée à la gestion des déchets permet de comparer différents scénarios de gestion des déchets, d'étudier les conséquences environnementales de la mise aux normes des installations de traitement, de la mise en place d'une collecte particulière (biodéchets par exemple), d'optimiser les distances de transport,... À l'échelle nationale, l'ACV déchets permet d'évaluer les conséquences environnementales des politiques déchets.

Dès lors, à l'échelle locale, les ACV déchets ont pour principal objectif le choix de scénario de gestion ou la sélection de différentes filières de traitement pour une fraction donnée pour une collectivité. Une étude bibliographique et bibliométrique des ACV déchets menées dans le monde entre 1998 et 2011, réalisée dans le cadre de cette thèse, permet d'identifier les modalités d'utilisation de l'outil dans le domaine de la gestion des déchets mais également de relever différents points méthodologiques pertinents et communs à toutes ces études.

1.3.2 Analyse bibliographique des ACV déchets

Il est possible de dresser un panorama des ACV déchets présentes dans la littérature scientifique. Cette revue est constituée d'une analyse bibliométrique et d'une analyse bibliographique des ACV déchets étudiées durant cette thèse et publiées dans les journaux scientifiques accessibles sur les bases de données *Scopus* et *Web of Sciences*. Ces deux analyses se concentrent sur cent vingt-quatre ACV déchets recensées dans le monde entre 1998 et 2011. Un extrait du tableau de synthèse des études ACV déchets analysées est disponible en annexe 1 (Annexe 1).

La recherche liée à ces publications a fait l'objet d'une seule condition : l'année de publication de l'étude doit se situer entre 1998 et 2011 (période temporelle couvrant une dizaine d'années marquée par une évolution de la réglementation et des pratiques en termes d'évaluation environnementales des systèmes de gestion des déchets). La recherche s'est appuyée sur les mots clés suivants : « *life cycle assessment* » et/ou « *LCA* » et/ou « *waste*

management ». D'une manière générale, cette revue bibliographique comptabilise les publications ACV déchets d'une façon non exhaustive. En effet, dans certains pays, les évaluations environnementales type ACV ne sont pas systématiquement publiées dans des revues scientifiques. Pour exemple, dans le cas français, lorsque des bureaux d'études réalisent des études ACV (dans le domaine de la gestion des déchets, ou dans un autre domaine), celles-ci ne font l'objet d'une publication dans un journal scientifique que dans de très rares cas. Dans les cas où les études ne sont pas publiées, elles n'apparaissent pas dans cette revue.

Dans un premier temps, il est possible de réaliser une brève analyse bibliométrique des ACV déchets étudiées en fonction de leur année de publication, du journal dans lequel elles sont publiées et du pays dans lequel l'ACV est réalisée. L'analyse bibliométrique s'est également concentrée sur le facteur d'impact des journaux (Annexe 2). Les facteurs d'impact ont une grande influence dans le domaine de la publication scientifique. Ils servent souvent de critères d'évaluation quantitatifs pour sélectionner le journal scientifique dans lequel il serait pertinent de publier. La bibliométrie est un outil de mesure qui permet d'aider à la comparaison et à la compréhension d'un ensemble d'éléments bibliographiques. L'objectif d'une analyse bibliométrique est d'apporter des éléments d'aide au lecteur pour cette comparaison et cette compréhension. D'après LAURI (LAURI, 1997), la bibliométrie est aux publications ce que la démographie est aux populations.

Il est possible, dans un premier temps, de classer les publications en fonction de leur année de publication (Figure I.14).

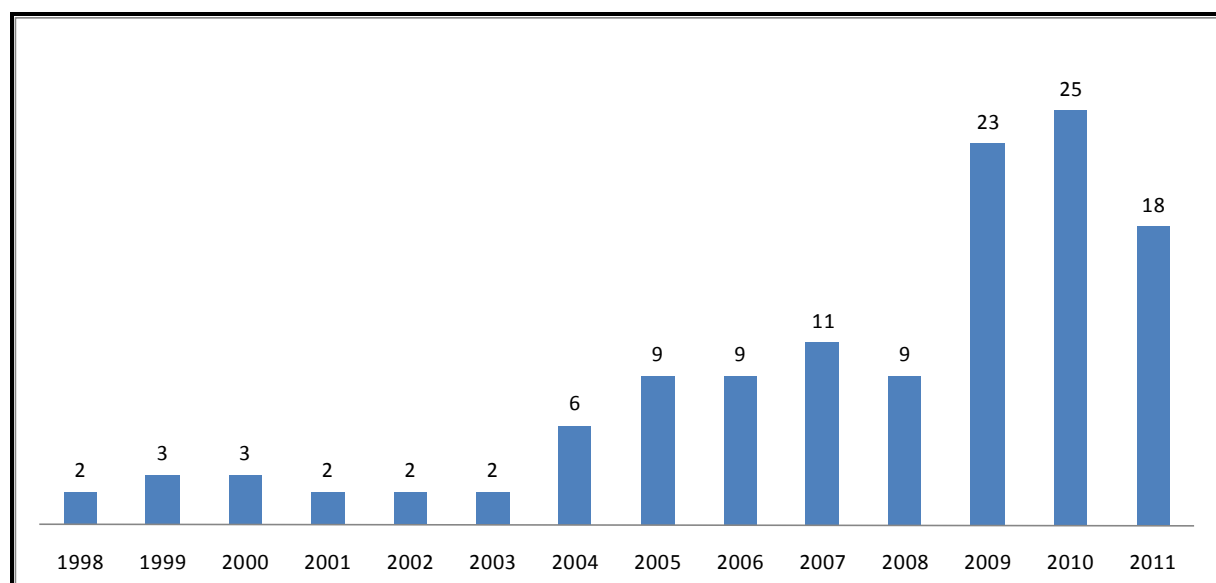


Figure I.14: Nombre d'ACV déchets en fonction de l'année de publication

D'une manière générale et d'après la Figure I.14, le nombre de publications d'ACV déchets augmente de façon progressive depuis l'année 2004. Cette augmentation progressive du nombre de publications peut s'expliquer par différents éléments tels que la prise de conscience mondiale de l'importance de l'impact environnemental des activités de l'homme, l'évolution de la réglementation en matière d'évaluations environnementales et le développement et la

formalisation des outils d'évaluation environnementale tels que l'ACV. C'est en 2010 que le nombre de publications d'ACV déchets est le plus important, soit vingt cinq études publiées. Un nombre similaire de publications aurait pu être prévu pour l'année 2011, mais seulement dix huit ACV déchets, nombre déjà élevé, ont été publiées durant cette année sans explication particulière (analyse réalisée en 2012).

Des modifications réglementaires, telles que la Directive 2001, peuvent expliquer l'augmentation d'ACV déchets réalisées et publiées après 2001. Cette augmentation peut aussi s'expliquer par l'évolution du cadre normatif de l'ACV au cours de l'année 2006. Face à l'augmentation croissante des tonnages de déchets produits, il s'agit alors de trouver des solutions permettant de réduire les impacts environnementaux de la gestion de ces déchets mais également de s'insérer dans un contexte économique et social de plus en plus exigeant. Au fil des études réalisées et de l'évolution des technologies, la disponibilité des données utilisées dans les ACV augmentent. Ces évolutions (normes ISO, réglementation européenne et disponibilité des données) ont permis d'augmenter la considération de la problématique de la gestion des déchets municipaux d'un point de vue environnemental.

Dans un second temps, il est possible de recenser les publications en fonction du journal dans lequel elles ont été publiées (Figure I.15).

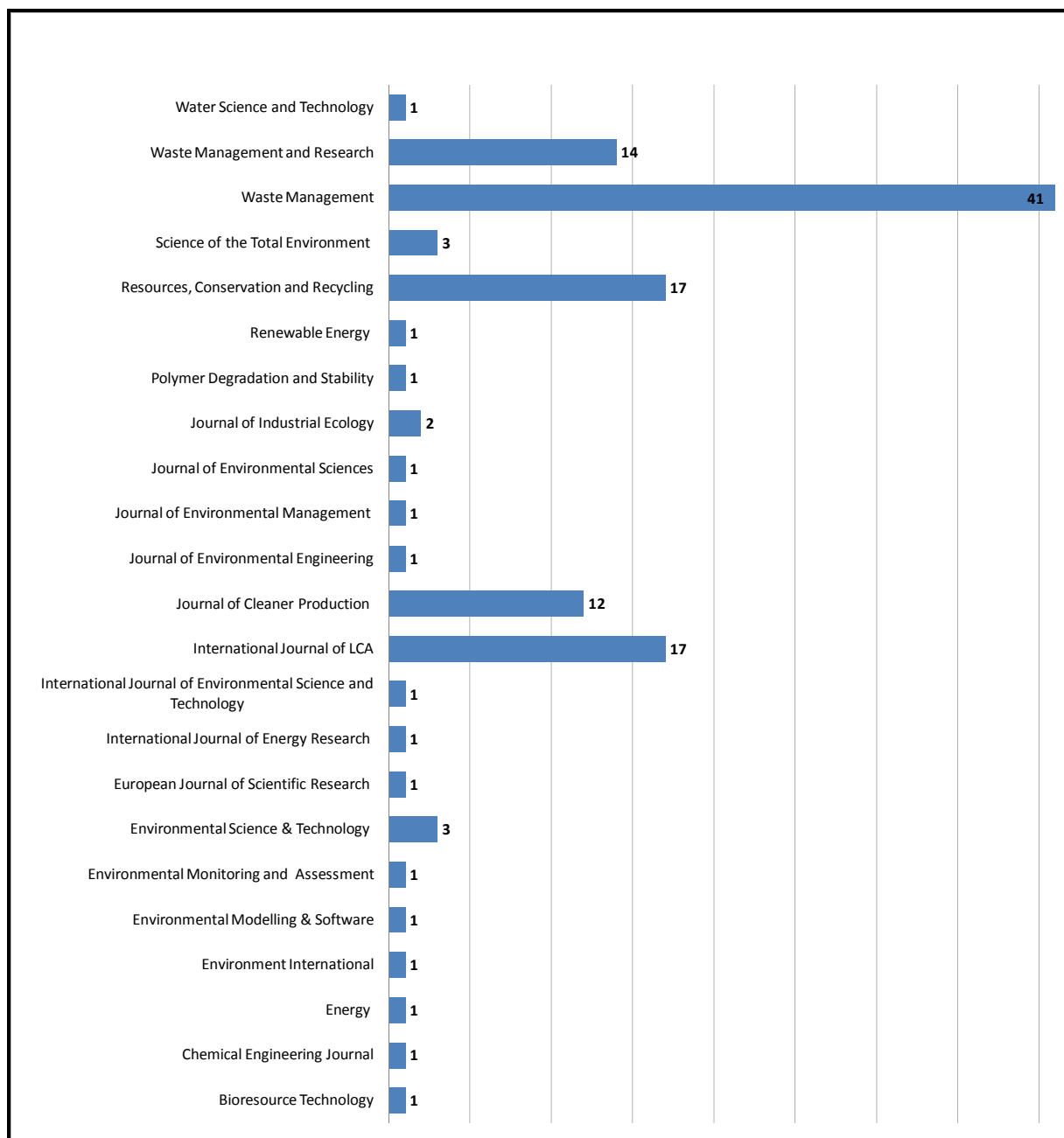


Figure I.15 : Origine (journal scientifique) des ACV déchets analysées

Les journaux scientifiques dans lesquels le plus d'ACV déchets ont été publiées entre les années 1998 et 2011, sont (Figure I.15) :

- « Waste Management » ;
- « International Journal of Life Cycle Assessment » ;
- « Resources, Conservation and Recycling » ;
- « Waste Management and Research ».

« Waste Management » est une revue internationale consacrée à la présentation et la discussion des informations relatives à la gestion des déchets solides, tant dans les pays

industrialisés que dans les pays en voie de développement. La revue « International Journal of Life Cycle Assessment » est la première et l'unique revue internationale entièrement consacrée à l'ACV. Le journal « Resources, Conservation and Recycling » est une revue internationale qui met l'accent sur les aspects technologiques, économiques, institutionnels et politiques de certaines pratiques de gestion des ressources (le réemploi, le recyclage ou encore la substitution des ressources). Enfin, « Waste Management and Research » publie des articles portant à la fois sur la théorie et les pratiques de la gestion des déchets et de la recherche. Les journaux scientifiques qui n'ont publié qu'une seule ACV déchets tels que : « Chemical Engineering Journal », « Environmental International » ou encore « Environmental Modelling and Software » sont des journaux très généralistes qui ne sont pas spécialisés en gestion des déchets et encore moins en ACV déchets.

D'après la Figure I.15, les ACV déchets ne sont pas publiées exclusivement dans des journaux qui leur sont dédiés. Elles font d'ailleurs l'objet, d'un plus grand nombre de publications dans les revues de gestion des déchets plutôt que dans des revues d'ACV telles que « International Journal of Life Cycle Assessment ».

Enfin, il est possible de différencier les publications d'ACV déchets en fonction du pays dans lequel l'étude a été réalisée (Figure I.16).

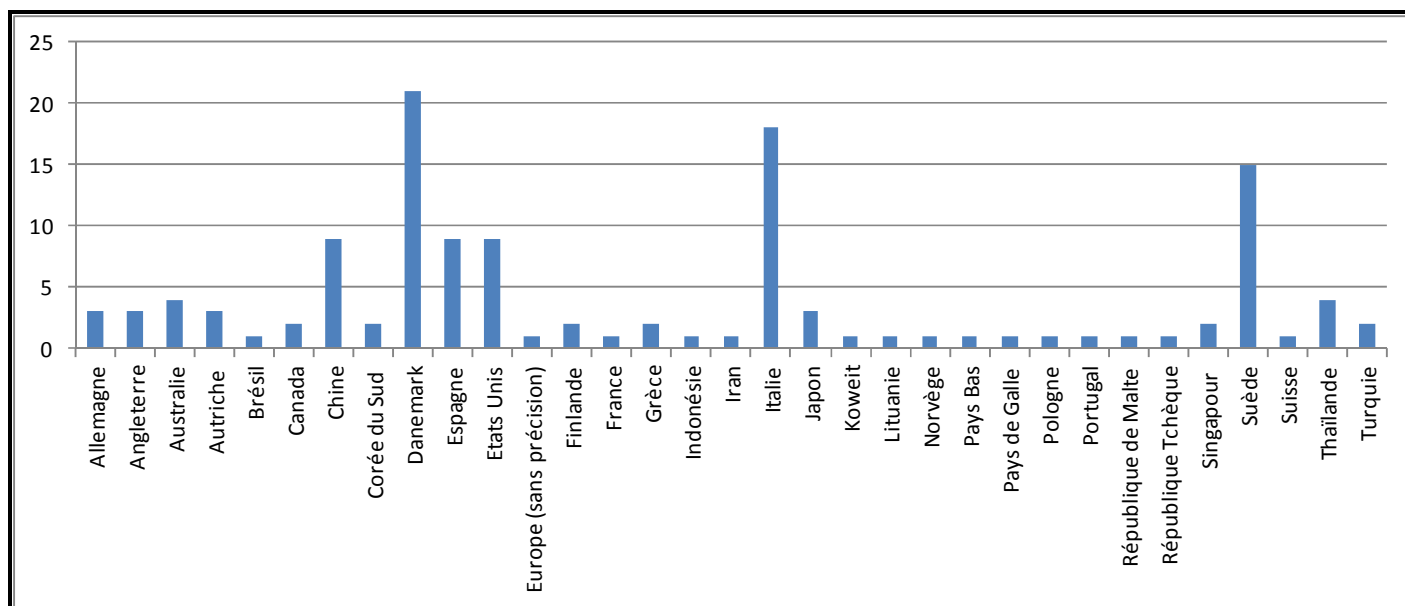


Figure I.16 : Pays à l'origine de l'ACV déchets

D'après la Figure I.16, une grande majorité des ACV déchets étudiées ont été réalisées au Danemark (vingt et une), en Italie (dix-huit) et en Suède (quinze).

Le Danemark et la Suède ont récemment fait l'objet de développement de logiciels d'ACV simplifiée des systèmes de gestion des déchets ménagers : EASEWASTE et ORWARE. Ces développements ont donc fait l'objet d'un nombre important de publications : vingt-six publications pour le logiciel EASEWASTE et huit pour le logiciel ORWARE. Même si le principal pays à utiliser le logiciel EASEWASTE est le Danemark, il est également utilisé pour

des publications en Finlande (une), en Chine (quatre), en Australie (une), en Suède (une) et aux États-Unis (une). Ce constat est également vrai pour le logiciel ORWARE qui est utilisé principalement en Suède mais également en Autriche (une).

Le second pays qui recense le maximum d'ACV déchets est l'Italie. La recherche liée à la thématique « déchets » en Italie n'est pas liée au développement d'un logiciel mais plutôt à un contexte local problématique. Ces dix-huit publications ACV déchets, peuvent s'expliquer par la pression exercée par l'Union Européenne sur l'Italie en matière de gestion des déchets. Le sud de l'Italie connaît depuis plusieurs années, une crise des déchets qui est principalement due à une incohérence dans les politiques des gouvernements successifs et à une absence de contrôle de l'État. La mauvaise gestion nationale s'illustre parfaitement dans la comparaison des régions nord/sud. En effet, les régions situées au nord de l'Italie ont mis en place des systèmes de gestion très performants. En comparaison, les régions du sud de l'Italie manquent cruellement d'exutoires (ARENA, MASTELLONE, *et al.*, 2003a). Une analyse regroupant les pays en fonction de leur continents est réalisée et disponible en annexe 3 (Annexe 3).

Suite à cette brève analyse bibliométrique, une analyse bibliographique des ACV déchets a été menée enfin d'en faire émerger les éléments méthodologiques les plus révélateurs et communs de ces études de cas

Au travers de cette analyse, différents points vont être abordés afin de cartographier les éléments méthodologiques de ces études de cas : les objectifs et finalité de l'étude, la nature et les fonctions du système, les frontières du système, l'unité fonctionnelle, les impacts et méthodes de caractérisation, les résultats et les limites identifiées. Cette analyse bibliographique et les éléments qu'elle révèle n'intègre pas les spécificités du format des publications exigées par les éditeurs telles que le nombre de pages et donc le nombre d'informations intégrées. Ceci signifie que certaines informations ou éléments relevés ont pu être intégrés à l'étude par les auteurs mais n'ont pas été renseignés dans la publication. Afin de simplifier la lecture, seulement quelques références bibliographiques sont citées pour chaque point méthodologique relevé. Une liste d'identification des publications plus complète est disponible en annexe 4 (Annexe 4).

1.3.2.1 Définition des objectifs et du champ de l'étude

Ce premier point méthodologique permet de définir la finalité principale et l'application prévue des ACV déchets réalisées.

Objectifs et finalités de l'étude (Annexe 4)

Dans les ACV déchets étudiées, il est possible d'identifier six grands types d'objectifs et de finalités :

- Évaluer et quantifier les impacts environnementaux d'un système de gestion des déchets ménagers (réalisées sur une filière de gestion des déchets ménagers) (KOCI et TRECAKOVA, 2011), (TURCONI, BUTERA, *et al.*, 2011) ;

- La comparaison de plusieurs filières dans le but de sélectionner la filière de traitement jugée la plus pertinente (en fonction du périmètre de l'étude et des paramètres évalués) (NAKATANI, FUJII, *et al.*, 2010), (HERMANN, DEBEER, *et al.*, 2011) ;
- Appui à la planification auprès des collectivités, d'aide à la mise en place aux politiques publiques ou encore pour faciliter l'évolution d'une filière ou technologie dans le respect de la réglementation (BOLDRIN et NEIDEL, 2011), (VERGARA, DAMGAARD, *et al.*, 2011) ;
- Le développement de nouveaux logiciels dédiés à la thématique déchets (CHRISTENSEN, BHANDER, *et al.*, 2007), (BHANDER, CHRISTENSEN, *et al.*, 2010) ;
- Étudier la robustesse des ACV déchets réalisées (ERIKSSON et BISAILLON, 2011), (YI, KURISU, *et al.*, 2011) ;
- Intégration du processus de décision dans l'évaluation environnementale (WEITZ, BARLAZ, *et al.*, 1999), (CONTRERAS, HANAKI, *et al.*, 2008).

Dans une très grande majorité des ACV déchets analysées, l'objectif est soit, d'évaluer et de quantifier les impacts environnementaux d'une filière de gestion des déchets ménagers, soit de comparer plusieurs filières dans le but de sélectionner la filière de traitement jugée la plus pertinente. Dans les ACV déchets qui ont un objectif d'appui à la planification auprès des collectivités, l'objectif principal est plus large que l'évaluation environnementale en elle-même. Le contexte de réalisation de l'ACV a, alors, une plus grande place et intègre la décision et le respect de la réglementation. Le développement de nouveaux logiciels dédiés à la thématique déchets a permis la publication de certaines ACV déchets ayant pour objectif la description d'un nouveau logiciel, en présentant la structure, les fonctionnalités et les capacités du logiciel à modéliser les filières de traitement des déchets. L'étude de la robustesse des ACV réalisées permet de prendre en compte les incertitudes dans l'ACV ou encore les différences de résultats qu'il peut exister entre l'utilisation de différents outils dédiés tels que ARES, EPIC, DST, UMBERTO, EASEWASTE ou encore SIWMS. Enfin, l'intégration du processus de décision dans l'évaluation environnementale permet principalement d'aider le décideur dans son processus de décision.

La diversité des objectifs des ACV déchets illustre la complexité des systèmes étudiés mais également l'étendue du périmètre des études. Pour poursuivre cette analyse, la nature et la fonction du système étudié sont examinées.

Nature et fonction du système (Annexe 4)

La définition de la nature du système est souvent synonyme de la fonction qu'il remplit. Dans la majorité des ACV déchets étudiées, la fonction principale des systèmes est de traiter les déchets. Dans les publications analysées, la fonction est rarement précisée et souvent sous-entendue avec l'unité fonctionnelle (section I.2.3.1.4). Deux études présentent des fonctions différentes. La première est d'évaluer la viabilité agricole et environnementale de l'utilisation du compost sur des cultures de tomates dans un pays méditerranéen (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ,

et al., 2009) et (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, *et al.*, 2011). Dans un second cas, un auteur précise que la fonction du système est de traiter la fraction organique des déchets d'une façon qui soit acceptable d'un point de vue social et en matière d'hygiène (WEITZ, BARLAZ, *et al.*, 1999).

En ce qui concerne la nature des systèmes étudiés, les auteurs peuvent s'intéresser à trois types de systèmes :

- Le système de gestion de déchets en totalité et avec, parfois, des exclusions des étapes de collecte, de transport, de tri, de la production des sacs poubelles... (CHERUBINI, BARGIGLI, *et al.*, 2008), (LIAMSANGUAN et GHEEWALA, 2008b) ;
- Les différentes filières de traitement pour une même fraction de déchets :
 - › Le papier (MERRILD, DAMGAARD, *et al.*, 2008), (KAUFMAN, KRISHNAN, *et al.*, 2010)... ;
 - › La fraction organique des déchets municipaux (HERMANN, DEBEER, *et al.*, 2011), (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, *et al.*, 2011)... ;
 - › Les déchets verts (VAN HAAREN, THEMELIS, *et al.*, 2010), (BOLDRIN et NEIDEL, 2011)... ;
 - › Les plastiques (FINNVEDEN, JOHANSSON, *et al.*, 2005), (MOBERG, FINNVEDEN, *et al.*, 2005)... ;
 - › Les boues de STEP (PETERS et ROWLEY, 2009) ;
 - › Les cendres d'incinération (TOLLER, KÄRRMAN, *et al.*, 2009) ;
 - › Les bouteilles en PET (NAKATANI, FUJII, *et al.*, 2010) ;
 - › Les vêtements (WOOLRIDGE, WARD, *et al.*, 2006) ;
- Les différentes technologies de traitement pour une même fraction de déchets tels que :
 - › Le stockage (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009), (NISKANEN, MANFREDI, *et al.*, 2009)... ;
 - › L'incinération (CHEN et CHRISTENSEN, 2010), (TURCONI, BUTERA, *et al.*, 2011)... ;
 - › La collecte et le traitement du biogaz (MANFREDI, TONINI, *et al.*, 2009)... ;
 - › Le compostage (domestique ou industriel) (RIGAMONTI, GROSSO, *et al.*, 2010), (HERMANN, DEBEER, *et al.*, 2011)... ;
 - › La digestion anaérobie (EDELDMANN, SCHLEISS, *et al.*, 2000) ;
 - › La collecte (IRIARTE, GABARRELL, *et al.*, 2009), (LARSEN, MERRILD, *et al.*, 2010)... ;
 - › Le recyclage (WOOLRIDGE, WARD, *et al.*, 2006), (NAKATANI, FUJII, *et al.*, 2010)... ;
 - › Le Traitement Mécano-Biologique (HONG, WANG, *et al.*, 2006), (ABELIOTIS, KALOGEROPOULOS, *et al.*, 2011)... ;
 - › La valorisation énergétique (DAMGAARD, RIBER, *et al.*, 2010), (FRUERGAARD

et ASTRUP, 2011)...

Pour une majorité des études ACV déchets analysées, la nature du système étudié est le système de gestion des déchets dans sa globalité avec ou non des exclusions de certaines étapes du procédé. Quelques études ACV déchets se concentrent sur un gisement de déchets précis et étudient les différentes filières de traitement possibles pour cette fraction.

Une fois la fonction et la nature des systèmes identifiées, il convient de s'intéresser à la modélisation des frontières de ces systèmes.

Frontières du système

La définition des frontières du système détermine les procédés à considérer pour la modélisation du système étudié. La fonction du système est également à la base de cette définition. En effet, les frontières du système incluent par définition tous les procédés nécessaires à la réalisation de sa fonction (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005).

D'un point de vue méthodologique, les frontières des systèmes étudiés sont différenciées entre deux types d'activités : les activités de premier plan et les activités d'arrière plan. Les activités de premier plan sont les activités de collecte et de traitement des déchets au sens strict de la définition de la gestion des déchets. Les activités d'arrière plan sont les activités liées indirectement à la gestion des déchets permettant d'assurer le fonctionnement des installations et la collecte (Figure I.13).

L'analyse des impacts environnementaux des coproduits ou co-fonctions implique l'analyse des impacts environnementaux liés aux activités d'arrière plan en utilisant la méthodologie d'extension des frontières par exemple la production traditionnelle d'énergie, son transport et l'extraction des matières premières (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010).

Dans le domaine de la gestion des déchets, les activités de premier plan peuvent être définies par :

- La phase de collecte/transfert ;
- La phase de tri et traitement : tri, traitement thermique, traitement par stockage, traitement biologique ;
- La phase de valorisation matière : valorisation des recyclables plastiques, papier, ferreux et valorisation organique compost et/ou digestat en amendement ou fertilisation ;
- La phase de valorisation énergétique : valorisation thermique, valorisation électrique et valorisation carburant.

Les activités d'arrière plan relatives à la gestion des déchets sont essentiellement les activités de production d'énergie et de matière entrant dans le système étudié :

- La production d'énergie est une des principales activités d'arrière plan en gestion de

déchets. Il est possible de distinguer la production d'énergie électrique, thermique et de carburant ;

- La production d'entrants tels que les bacs, les sacs, les véhicules, les infrastructures routières, les réactifs, les bâtiments, les machines,....

Dans certaines ACV déchets, les activités d'arrière plan génèrent plus d'impacts environnementaux que les activités du premier plan. Dans le cas du compostage domestique, la fabrication du composteur est l'étape la plus néfaste d'un point de vue environnemental, notamment pour la catégorie d'impact « épuisement des ressources naturelles ». C'est également cette étape qui consomme le plus d'énergie au regard du système étudié (COLON, MARTINEZ-BLANCO, *et al.*, 2010).

Certains auteurs décrivent précisément le périmètre de leur étude et les activités prises en compte dans leur évaluation tels que (LIAMSIANGUAN et GHEEWALA, 2008a), (ZHAO, DER VOET, *et al.*, 2009) et (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010). La majorité des auteurs n'énonce pas clairement les étapes et activités incluses dans le système étudié. Le choix des frontières du système est un point méthodologique important. Dans le cas où des étapes seraient exclues de l'étude, ces exclusions doivent être motivées et justifiées au regard de la norme ISO 14040 (ISO 14040, 2006).

Après avoir défini la fonction, la nature du système et ses frontières, il s'agit par la suite de définir l'unité qui sert de base pour la comparaison dans une ACV : l'unité fonctionnelle.

Unité fonctionnelle

Un des points méthodologiques les plus importants d'une ACV, est l'unité fonctionnelle. C'est à partir de cette unité qu'il est possible de déterminer le flux de référence associé au système étudié.

L'unité fonctionnelle définit la performance quantifiée des systèmes étudiés. En ACV déchets, du fait que la fonction principale d'un système de traitement des déchets est de traiter des déchets, l'unité fonctionnelle doit refléter cette fonction. Comme présenté précédemment (section I.2.3.1.4), elle se définit par trois composantes au minimum : unité de produit, unité de service, unité de temps

Deux grands types d'unité fonctionnelle ont été recensés dans le panorama étudié :

- Gestion d'une quantité arbitraire (une tonne le plus souvent) de déchets produits par une collectivité (ordures ménagères résiduelles ou gisement particulier) ;
- Gestion d'une quantité de déchets produite par une collectivité pour une année de référence ;

Lorsque l'ACV déchets a pour objectif la production de biogaz ou la valorisation énergétique, l'unité fonctionnelle peut être « la gestion du biogaz produit » (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009), ou encore « l'incinération d'une tonne de déchets à des fins énergétiques »

(DAMGAARD, RIBER, *et al.*, 2010) et (FRUERGAARD et ASTRUP, 2011).

Certains auteurs définissent plus précisément leur unité fonctionnelle :

- IRIARTE *et al.*, caractérisent l'unité fonctionnelle de leur étude de la façon suivante : « fournir un service de collecte sélective de 1500 t de déchets ménagers et assimilés par mois, dans une zone européenne urbaine, avec une densité de 5000 habitants par km², en considérant un taux de valorisation de 100% pour les fractions organique, papier, emballage et verre ; au moyen de trois systèmes de collecte sélective : aspiration pneumatique, points de collecte en apport volontaire et collecte porte à porte et en considérant les durées de vie différentes de chaque système de collecte » (IRIARTE, GABARRELL, *et al.*, 2009) ;
- SONESSON *et al.*, définissent le système par la fonction suivante : « traiter les déchets organiques d'une façon qui soit acceptable dans une perspective d'hygiène et d'un point de vue social » (SONESSON, BJORKLUND, *et al.*, 2000). Pour décrire le système de management analysé, les auteurs définissent différentes unités fonctionnelles :
 - › Traiter tous les déchets biodégradables générés dans la ville de Uppsala en Suède ;
 - › Utiliser tout le fumier produit dans les exploitations agricoles dans un périmètre de dix kilomètres autour de Uppsala ;
 - › Produire une certaine quantité de chaleur pour le système de chauffage urbain d'Uppsala ;
 - › Fournir une certaine quantité d'azote pour la croissance des cultures ;
 - › Fournir une certaine quantité de phosphore pour les terres agricoles ;
 - › Fournir le carburant pour un certain nombre de kilomètres pour l'utilisation des bus locaux.
- BJORKLUND et ASSEFA définissent également des fonctions mesurables pour caractériser l'unité fonctionnelle de leurs études (BJORKLUND, BJUGGREN, *et al.*, 1999) et (ASSEFA, BJORKLUND, *et al.*, 2005) ;
 - › Le traitement d'une certaine quantité de déchets biodégradables solides et des eaux usées produits pendant une année par la ville de Stockholm ;
 - › La production d'une certaine quantité de chaleur à injecter dans le réseau urbain ;
 - › L'épandage d'une certaine quantité d'engrais phosphaté bio-disponible sur les terres arables ;
 - › L'épandage d'une certaine quantité d'engrais azoté bio-disponible sur les

terres arables.

L'intégration des co-fonctions du système au sein de l'unité fonctionnelle peut s'avérer pertinente au regard de la problématique de mise en place de règles d'allocation tel que cela est fait classiquement. En effet, la définition de telles unités fonctionnelles peut résoudre voire supprimer les questionnements méthodologiques liés aux procédures d'allocation des systèmes multifonctionnels en présentant un avantage de transparence en matière de définition des hypothèses. Cet aspect répond aux exigences de la norme ISO 14044 en matière de clarté et de reproductibilité de l'étude (ISO 14044, 2006). *A contrario*, elles peuvent également présenter un inconvénient en termes de comparabilité avec les autres études. En effet, lorsque les fonctions remplies par un système sont considérées comme base de comparaison, il peut s'avérer qu'un faible nombre de systèmes remplissent toutes les fonctions demandées. La définition de telles fonctions peut également présenter l'inconvénient de réduire la portée de l'étude, ce qui signifie que l'étude pourra très peu être utilisée comme référence pour des raisons de périmètre trop restreint.

Deux études du même auteur présentent une unité fonctionnelle centrée sur la production agricole permise par l'apport d'un produit organique au sol issu de la gestion des déchets (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, *et al.*, 2009) et (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, *et al.*, 2011). L'unité fonctionnelle est ici, « la production horticole d'une tonne de tomates commercialisables, du fait de la fonction du système qui est de produire des tomates dans un pays méditerranéen en utilisant trois techniques de fertilisation (compost, compost+fertilisant et fertilisant) ».

Certains auteurs ont étudié la gestion du biogaz issu des installations de stockage. Pour cela, ils ont montré qu'il était nécessaire d'inclure une notion de temps, c'est-à-dire, le temps d'étude du système. Par exemple, dans le cas de l'installation de stockage d'Old Ämmässuo en Finlande, l'unité fonctionnelle de l'étude est le management du biogaz de l'installation pour un délai de 100 ans entre les années 2008 et 2108 (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009). Cette étude vise à déterminer les impacts environnementaux potentiels au regard d'un horizon temporel de 100 ans. Dans d'autres articles, où il s'agit de décrire le stockage des déchets d'un point de vue du changement climatique, l'unité fonctionnelle choisie est le management d'une tonne de déchets et les émissions accumulées pendant une période de 100 ans. Le but de ces études est de fournir un aperçu de la contribution des émissions de GES issues des déchets stockés (MANFREDI, CHRISTENSEN, *et al.*, 2010), (TUNESI, 2010)...

L'intégration d'une dimension temporelle au sein de l'unité fonctionnelle se révèle souvent être une source d'amalgame. En effet, la confusion est souvent faite entre la considération de l'horizon temporel pour la prise en compte des émissions et l'horizon temporel des effets des émissions. Un exemple très révélateur est l'exemple des émissions des GES lors de la mise en stockage des déchets. Souvent le praticien considère un horizon temporel de 100 ans pour la comptabilisation des émissions de GES lors du stockage, en d'autres termes il considère une durée de vie de l'installation de 100 ans et quantifie pour chacune de ces années les émissions de GES issues de la dégradation des déchets biodégradables. La justification de cette durée de

vie est notamment explicitée au regard de l'horizon temporel considéré pour calculer les effets de ces GES sur l'impact changement climatique. Or ces deux notions sont différentes et déconnectées : la première est une question d'exhaustivité d'inventaire et la deuxième vient d'une convention sur l'horizon temporel à considérer pour calculer la cinétique de dégradation et donc les effets des GES dans l'atmosphère.

Au regard de la complexité de l'intégration temporelle au sein de l'unité fonctionnelle, certains auteurs ne précisent pas l'unité fonctionnelle utilisée (vingt-huit études) Il s'agit d'un réel manque de transparence au regard de la norme ISO 14040.

1.3.2.2 Évaluation de l'impact environnemental

La norme ISO 14040 recommande l'exhaustivité des impacts environnementaux à évaluer dans une ACV, cependant les décideurs peuvent sélectionner uniquement certaines catégories d'impacts (Tableau I.4). Ce choix doit être motivé. Lors de la communication des résultats, les praticiens peuvent choisir, par ailleurs, de faire apparaître des informations complémentaires plus ou moins pertinentes au regard de l'objet de l'étude pour la décision (Tableau I.5).

Impacts environnementaux et informations complémentaires

En fonction de l'objectif de l'étude et de la méthode de caractérisation des impacts utilisée, les catégories d'impacts évaluées diffèrent d'une ACV déchets à l'autre et certaines catégories d'impacts sont plus souvent évaluées que d'autres (Tableau I.4).

Tableau I.4 : Catégories d'impacts évaluées dans les ACV déchets analysées

Catégories d'impacts	Nombre d'évaluations recensées	Nombres d'évaluations recensées (%)
Changement climatique	109	88%
Acidification	87	70%
Eutrophisation	76	61%
Pollution photochimique	62	50%
Atteintes à la santé humaine / toxicité	57	46%
Écotoxicité	40	32%
Déplétion de l'ozone stratosphérique	38	31%
Déplétion des ressources abiotiques	27	22%
Utilisation du sol	8	6%
Radiation	6	5%
Contamination des eaux souterraines	5	4%
Déplétion des ressources biotiques	2	2%

La catégorie d'impact la plus évaluée est le changement climatique. Ce constat est cohérent au regard de l'intérêt porté à cette problématique par les politiques publiques en matière de lutte contre les émissions de GES et notamment celles engendrées par les procédés de traitement et de valorisation des déchets. Quatre autres catégories d'impacts sont également évaluées par un grand nombre de publications : il s'agit de l'acidification, de l'eutrophisation, la pollution photochimique et la toxicité. Ces quatre thématiques sont des enjeux importants de la gestion des déchets. En effet, dans la plupart des ACV déchets étudiées, il est possible de constater que le retour au sol de la matière organique est souvent modélisé (particulièrement les émissions azotées dans l'air et dans l'eau provoquées par le traitement de la matière organique ainsi que les traitements thermiques et le lessivage des nitrates et phosphates après retour au sol) et qu'il contribue fortement à l'évaluation des impacts environnementaux tels que l'acidification, l'eutrophisation, la pollution photochimique et la toxicité.

A contrario, certaines catégories d'impacts sont très peu évaluées telles que la déplétion des ressources biotiques, la contamination des eaux souterraines et les radiations. Le caractère renouvelable des ressources biotiques peut expliquer la faible évaluation de cet impact dans les études ACV déchets car ces ressources ne représentent pas pour l'instant un enjeu très prégnant en gestion des déchets. En effet, une mauvaise gestion des déchets, quand elle ne favorise pas le recyclage matière ou énergie a plutôt un impact sur l'épuisement des ressources abiotiques plutôt que sur les ressources biotiques. Les impacts contamination des eaux souterraines et radiation sont des impacts évalués par peu de méthodes de caractérisation. Ce constat peut s'expliquer par le fait que les impacts qui ne sont pas considérés comme des enjeux de la gestion des déchets ne sont pas intégrés de manière systématique aux méthodes de caractérisation. L'impact contamination des eaux souterraines fait partie de la liste d'impacts évalués par la méthode de caractérisation EDIP 1997 et l'impact radiation par la méthode de caractérisation Eco-indicator 99.

D'une manière générale, les études les plus anciennes évaluent moins d'impacts et renseignent moins d'informations complémentaires que les ACV déchets plus récentes. Ce constat peut s'expliquer par la faible disponibilité des données mais également par les connaissances du moment.

A l'instar des catégories d'impacts, certaines informations complémentaires sont également évaluées (Tableau I.5)

Tableau I.5 : Informations complémentaires évaluées dans les ACV déchets analysées

Informations complémentaires	Nombre d'évaluations recensées	Nombre d'évaluations recensées (%)
Demande cumulée en énergie (en MJ, GJ ou TJ)	36	29%
Masse de déchets (dangereux ou non dangereux) produits (en kg)	13	10%

Informations complémentaires	Nombre d'évaluations recensées	Nombre d'évaluations recensées (%)
Consommation en matières premières (minerais) (en kg)	12	10%
Coûts économiques	10	8%
Consommation en eau (en m ³)	8	6%
Émissions dans l'eau	7	6%
Autres (par exemple émissions dans l'air (en kg/t), distance parcourue, ...)	21	17%

L'information complémentaire la plus évaluée est la demande cumulée en énergie. C'est un paramètre qui permet de déterminer les consommations d'énergie primaire (directe et indirecte) (BLENGINI, 2008). Souvent cette information est utilisée pour évaluer la consommation en énergie non renouvelable. Étant évaluée en quantité d'énergie (MJ, GJ ou TJ), elle ne peut pas être considérée comme une catégorie d'impact mais plutôt comme un bilan énergétique. Parmi toutes les informations complémentaires évaluées, c'est la demande en énergie cumulée qui correspond le mieux aux orientations des politiques publiques visant à réduire les consommations énergétiques nécessaires au fonctionnement de notre société. Deux autres informations sont également évaluées : la production de déchets dangereux et non dangereux et la consommation en matières premières. Leur évaluation peut s'expliquer par la volonté des politiques publiques de réduire les volumes et quantités de déchets à traiter. En ce qui concerne les matières premières, dans la majorité des pays, il s'agit de diminuer l'extraction des matières premières pour réduire l'impact des sociétés humaines sur les ressources. Cette information complémentaire est évaluée dans certaines méthodes de caractérisation sous intitulé « déplétion des ressources abiotiques ou biotiques ».

Dans la plupart des études, l'intégration d'informations complémentaires peut se justifier par la demande de la collectivité mandatrice de l'ACV déchets qui souhaite évaluer d'autres paramètres que ceux disponibles dans les méthodes de caractérisation des impacts, et qui sont importants au regard de l'historique de la collectivité en matière de gestion des déchets. Ces informations complémentaires présentent souvent l'avantage d'être exprimées dans des unités compréhensibles par tous (experts et néophytes).

Les choix des catégories d'impacts et la caractérisation des impacts sont réalisés au moyen des méthodes de caractérisation. Actuellement, il existe plusieurs méthodes de caractérisation. Le choix de la méthode de caractérisation est important car elle peut conditionner partiellement les résultats de l'ACV.

Méthodes de caractérisation utilisées (Annexe 4)

Aujourd'hui, il n'existe pas de méthode de caractérisation faisant l'objet d'un consensus international. Cependant quelques méthodes sont plus utilisées que d'autres telles que CML (*Centrum voor Milieukunde de Leyde*), EDIP (*Environmental Design of Industrial Products*) ou encore IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*). Le choix de la méthode de calcul et donc des catégories d'impacts évaluées dépend fortement de la finalité de l'ACV réalisée. Il existe deux approches des méthodes de caractérisation (POTTING, HAUSCHILD, *et al.*, 1999) : les méthodes *midpoint* et les méthodes *endpoint*. Elles se différencient par leur positionnement sur la chaîne de cause à effet des impacts (Figure I.12).

Les catégories d'impacts évaluées par les méthodes *midpoint* sont les suivantes (d'une manière non exhaustive) :

- Changement climatique ;
- Destruction de la couche d'ozone stratosphérique ;
- Acidification ;
- Eutrophisation ;
- Formation d'agents photo-oxydants ;
- Épuisement des ressources abiotiques ;
- Épuisements des ressources biotiques ;
- Utilisation des terres ;
- Toxicité ;
- Écotoxicité ;
- ...

D'après AISSANI (AISSANI, 2008), les méthodes *midpoint* les plus utilisées et les plus reconnues sont CML et EDIP 1997. C'est également le constat qui a pu être fait en étudiant les méthodes de caractérisation utilisées dans les ACV déchets analysées (

Tableau I.6). Sur la totalité des ACV déchets analysées, la méthode EDIP 1997 a été utilisée dans vingt-sept études de cas (ANDERSEN, BOLDRIN, *et al.*, 2011), (ZHAO, CHRISTENSEN, *et al.*, 2010), la méthode de caractérisation CML dans dix-neuf cas (GIUGLIANO, CERNUSCHI, *et al.*, 2011), (MARTINEZ-BLANCO, COLON, *et al.*, 2010).

Tableau I.6 : Utilisation des méthodes de caractérisation *midpoint* dans les ACV déchets analysées

Méthodes de caractérisation utilisées	Nombre de publications utilisant la méthode de caractérisation correspondante	Nombre de publications utilisant la méthode de caractérisation correspondante (%)
EDIP 1997	27	22%
CML	19	15%
IPCC	6	5%

Les méthodes IPCC⁴ sont, à ce jour, les seules méthodes de caractérisation faisant l'objet d'un consensus international. Ces méthodes sont utilisées pour caractériser l'impact changement climatique. Dans la plupart des ACV déchets qui évaluent un ensemble d'impacts, ce sont ces méthodes qui sont utilisées pour l'impact changement climatique et en réalité, il y a donc plus que six études qui utilisent ces méthodes. Les six études de cas précisant l'utilisation des méthodes IPCC sont, en fait, des ACV déchets centrées sur l'impact changement climatique (WANICHPONGPAN et GHEEWALA, 2007), (LIAMSANGUAN et GHEEWALA, 2008a), (BAHOR, VAN BRUNT, *et al.*, 2010) et (ZHAO, HUPPES, *et al.*, 2011).

Même si la construction des méthodes *midpoint* est relativement simple et transparente, les résultats obtenus sont difficiles à exploiter en termes de communication vers le public du fait des difficultés d'abstraction des unités dans lesquelles les résultats sont exprimés (AISSANI, 2008).

Les méthodes de caractérisation *endpoint* (ou orientées « dommages ») regroupent les impacts en fonction des résultats. Elles modélisent l'effet final potentiel d'un flux environnemental. Les aires de protection évaluées par les méthodes de caractérisation *endpoint* sont les suivantes :

- Épuisement des ressources ;
- Impacts sur la santé humaine ;
- Impacts sur la qualité des écosystèmes.

Les méthodes *endpoint* utilisées dans les ACV déchets analysées sont la méthode Eco-indicator 95 ou 99⁵ (KAUFMAN, KRISHNAN, *et al.*, 2010), (VAN HAAREN, THEMELIS, *et al.*, 2010)

⁴ Les méthodes IPCC sont les méthodes de caractérisation développées par le groupe d'experts internationaux sur le changement climatique (Intergovernmental Panel on Climate Change). Ces méthodes listent les facteurs de changement climatique à des horizons de temps de 20, 100 et 500 ans.

⁵ L'indicateur « Eco-indicator 99 » a été développé entre 1997 et 1999 par une équipe d'experts internationaux pour le compte du Ministère Néerlandais. Cette méthode part du principe que les différents impacts environnementaux peuvent être classés en trois catégories : les effets nocifs pour la santé humaine, les effets nocifs pour les écosystèmes et les effets nocifs pour les ressources. La méthode d'évaluation Eco-indicator 99 a permis de développer trois systèmes de pondération de l'évaluation environnementale : hiérarchiste, individualiste et égalitariste.

et la méthode EDIP 2003 (la version 2003 de la méthode EDIP 1997 est orientée dommages) (KHOO, LIM, *et al.*, 2010), (KOCI et TRECAKOVA, 2011) (Tableau I.7).

Tableau I.7 : Utilisation des méthodes de caractérisation endpoint dans les ACV déchets analysées

Méthodes de caractérisation utilisées	Nombre de publications utilisant la méthode de caractérisation correspondante	Nombre de publications utilisant la méthode de caractérisation correspondante (%)
Eco-indicator 95 ou 99	9	7%
EDIP 2003	4	3%

Certaines méthodes de caractérisation présentent l'avantage d'être orientées à la fois « impact » et « dommages » (*midpoint* et *endpoint*) telles que la méthode Impact 2002+ et la méthode USES-LCA (Tableau I.8). Cette dernière caractérise uniquement les impacts toxicité et écotoxicité. La méthode Impact 2002+ a été obtenue en combinant les méthodes CML et EcoIndicator 99. L'utilisation de cette méthode permet d'obtenir les résultats des deux méthodes de caractérisation (*midpoint* et *endpoint*).

Tableau I.8 : Utilisation des méthodes de caractérisation *midpoint* et *endpoint* dans les ACV déchets analysées

Méthodes de caractérisation utilisées	Nombre de publications utilisant la méthode de caractérisation correspondante	Nombre de publications utilisant la méthode de caractérisation correspondante (%)
Impact 2002+	2	2%
USES-LCA	2	2%

La méthode de caractérisation Impact 2002+ est utilisée dans les ACV déchets suivantes : (CHRISTENSEN, BHANDER, *et al.*, 2007) et (FALLAHA, MARTINEAU, *et al.*, 2009). La méthode USES-LCA dans les publications suivantes : (FINNVEDEN, JOHANSSON, *et al.*, 2005), (MOBERG, FINNVEDEN, *et al.*, 2005) et (LEE, CHOI, *et al.*, 2007).

Un grand nombre d'autres études (quarante cinq) ne précisent pas la méthode de caractérisation utilisée, ce qui représente un manque de transparence et de reproductibilité au regard de la norme ISO 14040 (ISO 14040, 2006).

Dans le cas des méthodes de caractérisation *midpoint*, à l'issue de la phase de caractérisation, les résultats sont présentés pour une dizaine de catégories d'impacts. Dans un processus décisionnel, le nombre de ces critères peut se révéler trop important pour les décideurs qui souhaitent un nombre de critères moins important. Il est possible de réduire le nombre de ces critères en pratiquant des méthodes de normalisation et/ou de pondération. En termes de communication, les résultats issus des méthodes *midpoint* apparaissent plus difficiles à

s'approprier car les unités dans lesquelles sont exprimés les résultats sont assez peu compréhensibles par un large public. Les praticiens français sont plutôt favorables à l'utilisation des méthodes de caractérisation *midpoint* au regard de l'impression de fausses certitudes introduites par l'utilisation des unités des méthodes de caractérisation *endpoint* (par exemple : le résultat pour le dommage atteinte à la santé humaine est exprimé en DALY *Disability Adjusted Life Years* qui comprend le nombre d'année(s) de vie perdue(s) (YLL : *Years of Life Lost*) et le nombre d'année(s) avec un handicap (YLD : *Years Lived Disabled*).

Le choix de la méthode de calcul des impacts est fortement dépendant de la finalité et du type d'application envisagée (notamment si les résultats sont destinés à être communiqués), de l'étude ou encore de la sensibilité du praticien et/ou du décideur.

Normalisation et pondération

Au regard de la norme ISO 14040, cette partie est facultative (ISO 14040, 2006). A l'aide de plusieurs méthodes telles que la pondération et la normalisation, celle-ci permet de traiter les résultats de la caractérisation (section I.2.3.3.3).

Dans le panorama d'études analysées, la partie normalisation et/ou pondération a été réalisée dans un peu moins d'une étude sur deux (46%) (ABDULI, NAGHIB, *et al.*, 2010), (ZAMAN, 2010),... Cependant, aucune analyse de sensibilité des facteurs de pondération n'a été effectuée malgré la recommandation de la norme.

La pondération des catégories d'impacts est quelquefois réalisée au moyen de méthodes d'analyse multicritères (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010a). Ces méthodes permettent la hiérarchisation des critères évalués : environnementaux, économiques et/ou sociaux en associant à chaque critère un facteur de pondération. La valeur de ces facteurs pondérés est arbitrée par le décideur en fonction des objectifs de l'étude mais également en fonction des impacts qu'il souhaite mettre en avant.

I.3.2.3 Interprétation et vérification

Résultats (Annexe 4)

D'un point de vue méthodologique, cette phase doit permettre d'apporter des informations claires et utilisables pour l'aide à la décision (JOLLIET, SAADE, *et al.*, 2005).

Dans certaines études déchets, les résultats de l'ACV ne fournissent pas de position tranchée vers telle ou telle filière de gestion de déchets (ZHAO, WANG, *et al.*, 2009), (LARSEN, MERRILD, *et al.*, 2010)... et ne précisent pas quelle filière de déchets est préférable d'un point de vue environnemental. Dans la plupart des ACV déchets étudiées, la phase d'interprétation des résultats est à la charge du praticien. Cependant, cette phase est souvent à la limite des compétences du praticien notamment lorsque la finalité de l'ACV est d'appuyer la décision d'une collectivité. Dès lors, le praticien accompagne le plus souvent l'appropriation des résultats

par la collectivité mais n'intervient pas dans la prise de décision.

Dans d'autres ACV déchets, les résultats ont été normalisés, afin d'énoncer un résultat clair, c'est-à-dire qu'ils ont été agrégés en un seul résultat afin de fournir un score unique. Cette étape de normalisation (sans pondération ou équipondération) présente l'inconvénient d'associer la même valeur à toutes les catégories d'impacts. Or dans un processus décisionnel, les impacts locaux peuvent être identifiés comme représentant des enjeux plus forts que les impacts globaux. L'agrégation des impacts est souvent contestée par la communauté scientifique, mais permet dans le cadre d'un processus décisionnel, de communiquer des résultats ou encore de mettre en évidence des résultats par rapport à des enjeux stratégiques.

Dans les ACV déchets étudiées et d'une manière globale, trois types de résultats sont mis en évidence :

- La filière de traitement organique diminue significativement les impacts environnementaux de la filière (ABELIOTIS, KALOGEROPOULOS, *et al.*, 2011), (ANDERSEN, BOLDRIN, *et al.*, 2011) ;
- Les filières de tri et/ou recyclage et/ou valorisation énergétique sont préférables d'un point de vue environnemental au traitement ultime (Installation de Stockage des Déchets (ISD) ou incinération) (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009), (TOLLER, KÄRRMAN, *et al.*, 2009) ;
- La filière incinération est plus favorable d'un point de vue environnemental que le stockage des déchets en ISD sans prise en compte de l'hypothèse de la séquestration du carbone biogénique (KHOO, LIM, *et al.*, 2010), (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010) (l'explication concernant la séquestration du carbone biogénique est donnée dans la section I.3.3.2).

De manière générale, les résultats d'ACV déchets montrent que les filières de traitement organique, de tri, de recyclage et de valorisation sont préférables d'un point de vue environnemental aux techniques de traitement ultime telles que l'incinération ou le stockage (même avec une valorisation énergétique). Cette tendance est inversée dans le cas de l'évaluation économique des filières. En effet, le stockage est la solution la moins coûteuse comparée aux filières de traitement organique, de recyclage et de valorisation (ABDULI, NAGHIB, *et al.*, 2010), (ZHAO, HUPPES, *et al.*, 2011)... De plus, la filière incinération semble plus favorable d'un point de vue environnemental que la filière stockage moyennant la non prise en compte de la séquestration du carbone biogénique lors du stockage des déchets. Ces résultats sont en adéquation avec la politique européenne en matière de développement des installations de stockage et d'incinération mais également avec la mise en place de la hiérarchie des déchets imposée par la Directive 2008 (DIRECTIVE 2008/98/CE, 2008) : prévention, réemploi, recyclage, valorisation et élimination.

Vérifications

Pour rappel, il existe trois techniques de vérification des résultats : le contrôle de

complétude, le contrôle de sensibilité et le contrôle de cohérence. Sur les cent-neuf ACV déchets étudiées, seulement 44% des auteurs mentionnent la réalisation d'une technique de vérification de leurs résultats (dans presque 100% des études ayant effectué une vérification, il s'agit de la réalisation d'une analyse de sensibilité).

En effet, d'un point de vue pratique, la réalisation d'une ACV nécessite une grande quantité de données qui ne sont pas toujours rendues disponibles par les constructeurs ou les exploitants des installations de traitement des déchets. Dans le cas où des données sont manquantes (PETERS et ROWLEY, 2009), les praticiens d'ACV utilisent des bases de données nationales (MORRIS, 2005). Quelques études ACV déchets réalisées aux États-Unis et en Chine, utilisent des bases de données européennes dans le cas où les données nationales ne sont pas disponibles (VAN HAAREN, THEMELIS, *et al.*, 2010), (HONG, LI, *et al.*, 2010), (VAN HAAREN, THEMELIS, *et al.*, 2010) et (KOCI et TRECAKOVA, 2011). Cette pratique se révèle peu pertinente dans la mesure où les données fournies dans les bases de données ne correspondent pas toujours aux installations étudiées et sont souvent considérées comme des « moyennes » à l'échelle d'un pays, voire d'un continent. Cette pratique intègre une grande quantité d'incertitudes sur les données et donc, au final, sur les résultats des études ACV (CADENA, COLON, *et al.*, 2009), (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009) et (ZHAO, DER VOET, *et al.*, 2009). Dans le cas de l'étude d'une installation de stockage sur un horizon temporel de 100 ans, les données sont indisponibles car les installations existantes ne disposent pas de suffisamment de recul. Pour cette étude, l'auteur précise que les données utilisées sont issues d'analyses réalisées en laboratoire pour illustrer le comportement d'une installation de stockage à un horizon de 100 ans. L'auteur précise que les données sont conçues comme des moyennes représentatives des installations de stockage et non comme des évaluations des sites existants. L'incertitude liée à ces données de laboratoire peut donc interférer sur les résultats et donc sur le choix des scénarios. Les logiciels d'ACV peuvent également présenter des limites en termes de fonctionnalités et notamment l'absence de donnée récente sur les filières de gestion des déchets (EMERY, DAVIES, *et al.*, 2007) et (FEO et MALVANO, 2009).

Pour déterminer l'influence des hypothèses posées au début de l'ACV, le praticien peut réaliser une analyse de sensibilité qui permet de tester la fiabilité des hypothèses posées et d'obtenir une plus grande confiance dans les projections identifiées. Dans les articles étudiés, les analyses de sensibilité peuvent concerner différents aspects tels que (Annexe 4) :

- Hypothèse de substitution de production de chaleur : charbon ou biocombustibles (SONESSON, BJORKLUND, *et al.*, 2000) ;
- Évolution de la quantité et de la composition du gisement de déchets étudié (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010b), (TURCONI, BUTERA, *et al.*, 2011) ;
- Utilisation de sacs poubelles recyclés (BLENGINI, 2008), (ZHAO, WANG, *et al.*, 2009) ;
- Distance de transport entre la collecte et les installations de traitement (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010), (BOLDRIN et NEIDEL, 2011) ;
- Collecte du biogaz et le taux de recyclage (ANDERSEN, BOLDRIN, *et al.*, 2011), (VERGARA, DAMGAARD, *et al.*, 2011) ;

- Potentiel méthanogène et le phénomène d'oxydation du méthane (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009) ;
- Diminution de la quantité de déchets plastiques et le taux de recyclage (ZHAO, WANG, *et al.*, 2009) ;
- Pays fournisseur d'énergie électrique (NAKATANI, FUJII, *et al.*, 2010) ;
- Hypothèses de substitution concernant la valorisation énergétique ou matière (FRUERGAARD et ASTRUP, 2011), (TURCONI, BUTERA, *et al.*, 2011) ;
- Taux de valorisation énergétique (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010), (TUNESI, 2010) ;
- Efficacité de la collecte (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010b), (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010) ;
- Pouvoir fertilisant du compost (EDELMAAN, SCHLEISS, *et al.*, 2000), (ANDERSEN, BOLDRIN, *et al.*, 2011) ;
- Techniques de valorisation du biogaz (BJORKLUND, BJUGGREN, *et al.*, 1999) ;
- Subjectivité liée à l'utilisation du logiciel en fonction de la personne qui réalise l'évaluation sur le logiciel concerné (SKORDILIS, 2004) ;
- Taux de matière organique dans les déchets à composter (AYE et WIDJAYA, 2006), (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, *et al.*, 2006b) ;
- Efficacité du procédé de tri (ZHAO, CHRISTENSEN, *et al.*, 2010) ;
- Bases de données utilisées (BOVEA, IBANEZ-FORES, *et al.*, 2010), (PIRES, CHANG, *et al.*, 2011) ;
- Hypothèses faites (taux de collecte du biogaz, efficacité et taux de recyclage) (ZHAO, HUPPES, *et al.*, 2011).

56% des articles étudiés ne mentionnent pas la réalisation d'analyse de sensibilité. La non réalisation de l'analyse de sensibilité est, au regard de la norme ISO 14040, un réel manque de transparence et de robustesse (ISO 14040, 2006). Cependant, il est possible que l'auteur est réalisé une analyse de sensibilité mais ne l'ai pas stipulé dans la publication.

Deux auteurs ont réalisé une analyse de sensibilité en utilisant d'autres méthodes de caractérisation afin d'étudier le classement des scénarios avec les deux méthodes ou encore les écarts constatés entre les scénarios (BANAR, COKAYGIL, *et al.*, 2009), (BRAMBILLA PISONI, RACCANELLI, *et al.*, 2009). D'une manière générale, la hiérarchie des scénarios est respectée avec l'utilisation de différentes méthodes de caractérisation. Cependant, en fonction des méthodes de caractérisation choisies pour réaliser l'évaluation des impacts ou l'analyse de sensibilité, BRAMBILLA PISONI *et al.*, relèvent que la comparaison des catégories d'impacts entre deux méthodes de caractérisation est souvent limitée à une démarche qualitative et non pas quantitative. En effet, les catégories d'impacts évaluées par les méthodes EPS 2000 et CML2 diffèrent (BRAMBILLA PISONI, RACCANELLI, *et al.*, 2009). Lorsque l'analyse de sensibilité est réalisée avec les différents systèmes de pondération de la méthode Eco-indicator 99, la différence entre les résultats de l'évaluation des impacts environnementaux peut être plus significative. Pour exemple, la version individualiste de cette méthode ne considère pas la

déplétion des ressources fossiles, cependant dans les deux autres systèmes de pondération (égalitariste et hiérarchiste) c'est un paramètre clé de l'évaluation (BRAMBILLA PISONI, RACCANELLI, *et al.*, 2009). La réalisation de l'analyse de sensibilité au moyen de différentes méthodes de caractérisation peut se révéler ambiguë lorsque les résultats de ces méthodes sont difficilement comparables.

Sur ce point, nous nous permettons une digression relative à l'analyse de sensibilité des résultats selon les méthodes de caractérisation choisies. En effet, lors de la réalisation de sa thèse de doctorat, AISSANI a réalisé une analyse de sensibilité de ses résultats en utilisant les méthodes de caractérisation CML 2001 et Eco-indicator 99. Afin d'être la plus robuste possible dans l'analyse des résultats, AISSANI a effectué, dans un premier temps, une analyse qualitative visant à étudier la correspondance des catégories d'impacts étudiées par les méthodes de caractérisation CML 2001 et Eco-indicator 99. Cette analyse qualitative a permis de vérifier si la hiérarchie des scénarios était conservée entre les deux méthodes. Dans un second temps, une analyse quantitative a été menée en calculant et en comparant les écarts relatifs entre les scénarios deux à deux pour une même catégorie d'impact entre les deux méthodes et pour les catégories d'impacts pour lesquelles une correspondance avait été établie. Cette analyse quantitative permettait de vérifier si la hiérarchie des scénarios et l'ordre de grandeur de l'écart relatif entre deux scénarios étaient respectés. Dans les ACV étudiées, aucune analyse quantitative pour l'analyse de sensibilité concernant les méthodes de caractérisation utilisées n'a été identifiée.

Les techniques de vérification telles que l'analyse de sensibilité, le contrôle de complétude ou encore le contrôle de cohérence permettent d'augmenter la robustesse de l'outil ACV. Malgré ces contrôles, il est possible de relever certaines limites liées à la méthodologie de l'ACV mais également à la thématique évaluée : la gestion des déchets.

1.3.3 Limites de l'ACV déchets

Les ACV déchets analysées présentent des limites méthodologiques en termes d'hypothèses de modélisation et d'évaluation des impacts. En effet, la définition et la modélisation du système, la problématique liée à la prise en compte ou non du carbone biogénique, l'évaluation des impacts globaux, locaux et sociaux, l'impact du choix de la méthode de caractérisation et la notion d'impacts évités sont autant de points sensibles de l'ACV pour lequel le praticien doit prendre certaines précautions.

1.3.3.1 Importance de la définition et de la modélisation du système

Au cours de la première étape de l'ACV, au moment de la définition de la finalité et du périmètre de l'étude, il est nécessaire de déterminer la façon dont va être conduite l'ACV au regard de l'application envisagée. Pour cela, il s'avère nécessaire de déterminer si l'ACV sera attributive ou conséquentielle en termes de définition et de modélisation du système. Ces deux

approches conduisent à des définitions différentes des systèmes qui auront un impact fort sur les résultats. Par conséquent, une attention particulière doit être accordée à la relation entre les objectifs spécifiques de l'ACV et la sélection du type de modèle ACV (REBITZER, EKVALL, *et al.*, 2004). La réalisation d'une ACV attributive ou conséquentielle influence également les règles d'allocations retenues en matière de modélisation, et donc, par extension influence fortement les résultats par la prise en compte ou non de certaines étapes ou de certaines fonctions et peut en limiter la portée (ZHAO, DER VOET, *et al.*, 2009). La principale problématique de définition des frontières concerne la modélisation de la valorisation matière et énergie et de leurs impacts évités. Cette modélisation se traduit le plus souvent par la définition d'une hypothèse de substitution matière et/ou énergie pour modéliser les valorisations possibles lors de la fin de vie d'un déchet. Cette restriction des frontières aux systèmes de « fin de vie » entraîne également des questions concernant la prise en compte ou non des émissions de carbone biogénique et les modalités de cette prise en compte.

I.3.3.2 Problématique de la prise en compte ou non du carbone biogénique

Le périmètre d'une ACV déchets débute dès lors que le produit devient un déchet, ce qui signifie que les étapes en amont ne sont pas prises en compte dans l'étude. Cela signifie également que le déchet rentre dans le système avec une charge environnementale nulle. Ce constat méthodologique s'avère être important dans le cadre de la réalisation du bilan carbone d'une installation.

CHRISTENSEN *et al.*, sont les premiers auteurs, dans le panorama d'articles ACV déchets étudiés, à définir, en 2007, l'importance de distinction de l'origine du carbone lors de l'évaluation environnementale de systèmes de gestion des déchets (CHRISTENSEN, BHANDER, *et al.*, 2007). Deux types d'émissions de CO₂ au regard des cycles court et long du carbone sont considérées : fossile et biogénique. Les émissions de CO₂ issues de la dégradation de la biomasse sont appelées biogéniques et considérées comme neutres, c'est-à-dire sans effet sur l'augmentation de l'effet de serre car ces dernières font partie du cycle court du carbone. Néanmoins, cette considération s'appuie sur le fait que pour l'ensemble du cycle de vie d'un produit issu de la biomasse, le CO₂ est prélevé dans l'atmosphère au début du cycle de vie et est relargué lorsque le produit devient un déchet et qu'il se dégrade à la fin de son cycle de vie ou quand il est utilisé comme combustible. Lorsque l'on s'intéresse à des systèmes de gestion des déchets, on ne se préoccupe que de la fin du cycle de vie, donc les frontières du système n'incluent pas le prélèvement préalable du CO₂ dans l'atmosphère. Dès lors, il est possible de considérer que le déchet «biomasse», entrant dans le système comme flux élémentaire, séquestre du carbone biogénique de la même façon qu'un déchet «fossile» séquestre du carbone fossile. Le traitement du déchet «biomasse» que cela soit par incinération, compostage ou stockage va libérer et/ou séquestrer le carbone biogénique. Par conséquent, il est pertinent de prendre en compte ce carbone biogénique afin de pouvoir différencier les installations permettant sa séquestration (le stockage par exemple qui le relarguera mais à une plus grande échelle

temporelle) des installations le relarguant en totalité dans l'atmosphère sous forme d'émission de CO₂ comme l'incinération (ces conclusions sont issues du Livrable 2 du projet de recherche CleanWast (AISSANI, VAXELAIRE, *et al.*, 2012)).

La comptabilisation de ce carbone biogénique peut se faire alors de deux façons :

- Soit comptabiliser le CO₂ biogénique émis dans l'atmosphère par les installations de traitements (incinération ou stockage) ;
- Soit comptabiliser le carbone restant séquestré « durablement » (au-delà de 100 ans) qui ne pourra donc pas donner lieu à des émissions de CO₂ dans l'atmosphère (PETERS et ROWLEY, 2009) et pourra permettre la considération d'émissions de CO₂ biogéniques évitées.

Ces deux méthodes ne doivent pas être déployées simultanément comme certains auteurs le font car cela entraîne un double comptage qui finalement annule la prise en compte du devenir du carbone biogénique (Emissions = 1 - Séquestration exprimés en kg CO₂ éq) (BLENGINI, 2008). La notion de carbone biogénique est absente dans les études ACV déchets réalisées avant l'année 2007. Dans le panorama étudié, la première description de la méthode de calcul des émissions du carbone biogénique est donnée en 2007 (CHRISTENSEN, BHANDER, *et al.*, 2007). Dans le panorama d'ACV déchets étudiées, il est possible de recenser différents cas de figure (Annexe 4) :

- Pas de précision sur la comptabilisation des émissions de carbone biogénique ; (TURCONI, BUTERA, *et al.*, 2011), (KOCI et TRECAKOVA, 2011) ;
- Émissions de carbone biogénique = neutres (sans impact sur le changement climatique) (GIUGLIANO, CERNUSCHI, *et al.*, 2011), (ANDERSEN, BOLDRIN, *et al.*, 2011) ;
- Carbone séquestré comptabilisé de façon négative (PIRES, CHANG, *et al.*, 2011), (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, *et al.*, 2011) ;
- Comptabilisation des émissions de carbone biogénique neutres et considération de la séquestration en impact évité (HANANDECH et ZEINB, 2011), (VERGARA, DAMGAARD, *et al.*, 2011).

La comptabilisation du carbone biogénique séquestré entraîne souvent un biais car les émissions évitées étant très importantes, l'installation apparaît comme un « puits de carbone ». La prise en compte des émissions de CO₂ biogénique reste cependant une problématique très controversée (BLENGINI, 2008). Des travaux visant à apporter des éléments de réponse quant à la prise en compte de la dimension temporelle des émissions de carbone sont en cours et font l'objet de développements méthodologiques afin de mieux estimer le calcul de l'impact changement climatique (CHERUBINI, 2011).

I.3.3.3 Méthodes de caractérisation et aspects économiques

L'option du praticien quant au choix relatif à l'utilisation d'une méthode de caractérisation plus qu'une autre, relève des objectifs de l'étude que ce dernier a fixés. En fonction de ces objectifs, la méthode de caractérisation à utiliser diffère : méthode *midpoint* ou méthode *endpoint*. Les résultats obtenus en utilisant une méthode de caractérisation *midpoint* peuvent différer des résultats obtenus en utilisant une méthode de caractérisation *endpoint*. Parfois, les résultats peuvent même varier, d'une méthode *midpoint* à une autre ou d'une méthode *endpoint* à une autre. Des auteurs utilisent différentes méthodes de caractérisation afin d'étudier la sensibilité de leurs résultats (BANAR, COKAYGIL, *et al.*, 2009), (BRAMBILLA PISONI, RACCANELLI, *et al.*, 2009). Cette comparaison permet d'étudier le classement des scénarios et les différences de résultats afin d'évaluer leur robustesse. Cette analyse montre la dépendance ou non des résultats à la méthode de caractérisation.

Monocritère ou multicritère ?

L'ACV est un outil qui permet d'évaluer une dizaine de catégories d'impacts. Cet outil a l'avantage de proposer une vision globale de l'impact environnemental d'un système et d'identifier les transferts de pollution grâce à une démarche documentée et aussi exhaustive que possible. Cette méthode permet également une mise en perspective des différentes catégories d'impacts plutôt que de se limiter à une catégorie d'impact particulière. Cependant, certains auteurs (quatorze publications) réalisent une évaluation monocritère en considérant uniquement l'incidence des scénarios de gestion des déchets au regard de l'impact changement climatique. Ces évaluations monocritères présentent certains inconvénients majeurs de limiter l'évaluation à l'impact changement climatique, d'occulter les résultats des autres catégories d'impacts ce qui peut entraîner un biais lors de la prise de décision par la non identification des transferts d'impacts potentiels et de supposer l'hypothèse de l'unique importance de l'impact changement climatique. En matière d'évaluation des impacts environnementaux, la norme recommande l'exhaustivité mais n'impose pas l'évaluation de certains impacts (ISO 14044, 2006). Le choix de l'outil et des impacts à évaluer revient aux décideurs et doit être pertinent en fonction des objectifs de l'étude réalisée. Un seul auteur précise que tous les impacts environnementaux ne sont pas considérés dans la comparaison qu'il a établi et que cela peut représenter une limite dans l'interprétation des résultats (FINNVEDEN et EKVALL, 1998).

Dans une majorité des ACV recensées, les impacts environnementaux jouent un rôle décisif en matière d'acceptabilité tels que le changement climatique, l'acidification, la toxicité, la déplétion de la couche d'ozone sont évalués. L'évaluation des impacts environnementaux d'un système complète régulièrement l'évaluation économique qui est le premier aspect évalué et quantifié par les décideurs. L'évolution de la réglementation et les attentes des riverains doivent permettre d'adjoindre l'évaluation sociale à ces évaluations économique et environnementale déjà réalisées.

Aspects économiques

Dans l'analyse des ACV déchets publiées, peu d'études couplent l'évaluation environnementale à l'évaluation économique. Pour faciliter le couplage évaluation environnementale et évaluation économique tout au long du cycle de vie du système, le Life Cycle Costing (LCC) a été développé et permet d'estimer le coût de production d'un produit ou d'un service sur toute sa durée de vie. Quelques études, sur le panorama analysé, complètent l'évaluation environnementale par une évaluation économique des coûts marchands (WEITZ, BARLAZ, *et al.*, 1999), (SOLANO, DUMAS, *et al.*, 2002), (LARSEN, MERRILD, *et al.*, 2010) ou encore (ZHAO, HUPPES, *et al.*, 2011)... La prise en compte des critères économiques est faite sur la globalité du cycle de vie. Cependant, lorsque le critère économique est intégré à l'évaluation environnementale, la définition du périmètre de l'analyse économique peut différer de l'analyse environnementale. (WEITZ, BARLAZ, *et al.*, 1999) et (KLANG, VIKMAN, *et al.*, 2008). Les frontières de l'évaluation économique sont conçues pour permettre une comparaison relative du coût annuel des différentes stratégies de traitement des déchets ménagers pour le service public. Dans l'étude de KLANG *et al.*, le critère économique est inclus au périmètre d'étude environnementale uniquement lorsque les dépenses sont supportées par la municipalité (KLANG, VIKMAN, *et al.*, 2008). Cette distinction, dans la construction des systèmes, permet de comparer différentes installations uniquement d'un point de vue économique mais présente l'inconvénient de réduire considérablement le périmètre de l'étude et donc de ne plus s'inscrire dans la pensée cycle de vie. Cette prise en compte se justifie par le fait que l'aspect économique joue un rôle crucial dans les processus décisionnels relatifs aux stratégies de gestion des déchets (WEITZ, BARLAZ, *et al.*, 1999).

I.3.3.4 Impacts évités

La gestion actuelle des déchets permet de produire des matériaux et de l'énergie issus du recyclage, du compostage ou encore de l'incinération. Cette « boucle fermée » permet de réduire les consommations en ressources renouvelables ou non renouvelables. Dans l'ACV, la réintroduction de matière ou d'énergie dans un procédé génère des « impacts évités ». En effet, la valorisation (matière et énergie), limite les impacts liés à l'extraction et à la transformation de ces matières et énergies.

La prise en compte de ces impacts évités est nécessaire pour comparer différentes filières de traitement de déchets. Les impacts évités sont donc comptés en négatif dans l'inventaire et les impacts générés en positif. Au final, l'addition des impacts évités et générés est parfois effectuée. Mais cela représente un biais. En effet, dès lors, l'impact d'une installation de traitement des déchets sur l'environnement est réduit par ce système de comptage. De plus, en additionnant les impacts évités avec les impacts générés, l'installation de traitement peut éviter plus d'impacts qu'elle n'en génère et a donc un effet bénéfique sur l'environnement.

Dans un second temps, l'addition d'impacts générés et d'impacts évités pose également un problème notamment en matière de réalité géographique. En effet, par la production d'énergie

et d'engrais organiques, les installations de traitement des déchets évitent majoritairement des impacts au niveau des activités d'arrière plan, c'est-à-dire les activités substituées : la production d'électricité réseau et la production d'engrais minéraux. Lors de l'agrégation des impacts générés et évités, cette différence de dimension géographique est perdue et fausse donc le choix du décideur croyant sélectionner une installation faste pour l'environnement local.

I.3.3.5 Impacts globaux versus impacts locaux et différenciation spatiale

Les catégories d'impacts peuvent être classées et donc se différencier au regard de leur échelle spatiale : les impacts globaux présentent des effets concernant l'échelle planétaire quel que soit le lieu d'émission alors que les impacts locaux présentent des effets qui se ressentent au sein d'une échelle géographique restreinte autour du lieu d'émission. L'évaluation des impacts à ces deux échelles pose alors la question de la portée des résultats et de la dualité entre impacts locaux et impacts globaux : un scénario de traitement des déchets peut s'avérer peu impactant au niveau global (arrière plan) et être beaucoup plus impactant au niveau local (premier plan). Dans le cas où les résultats des évaluations environnementales globale et locale se contredisent, comment interpréter les résultats de l'ACV délivrant une hiérarchie des scénarios étudiés différente entre les impacts locaux et les impacts globaux ? Comment donner des éléments de réponse pertinents à la collectivité pour lui permettre de se positionner entre privilégier l'environnement local et notamment le lieu de vie des habitants au détriment des milieux plus éloignés dans d'autres régions, voire d'autres pays et continents ? Cette confrontation des résultats entre global et local est très prégnante lors de l'évaluation de systèmes de gestion des déchets ménagers car les acteurs concernés se retrouvent souvent tiraillés entre intérêt général et intérêt particulier. La pensée cycle de vie est nécessaire à l'évaluation environnementale de ces systèmes et montre toute la complexité de cette dernière notamment en ce qui concerne la prédominance de la notion de territorialité et de l'importance d'une considération pertinente des impacts locaux.

I.3.3.6 Impacts environnementaux locaux

L'utilisation de l'adjectif local permet de centrer l'évaluation sur les impacts ayant un effet à l'échelle locale, proche du lieu d'émission tels que la toxicité, l'écotoxicité ou encore la pollution photochimique (section I.2.3.3.1). Dans le contexte social actuel, les impacts locaux apparaissent comme des paramètres décisifs en matière d'acceptabilité sociale d'un projet d'installation de traitement des déchets. Parmi les impacts locaux évalués (Tableau I.4), les impacts acidification, eutrophisation, pollution photochimique et toxicité sont évalués dans la moitié des publications analysées. Cela s'explique par la pertinence de leur évaluation dans le cadre de systèmes de gestion des déchets au regard des problématiques locales que ces derniers posent : émissions azotées dans l'air et dans l'eau, le retour au sol de la matière organique et le lessivage des nitrates et phosphates après ce retour au sol. Cependant, la toxicité, élément tout aussi pertinent pour ces systèmes, est seulement présente dans une petite moitié des études

(46%). Il est possible d'identifier différents éléments de justification à ce manque (Annexe 4) :

- Évaluation la toxicité par l'intermédiaire des catégories d'impacts « production de déchets dangereux » et/ou « émissions de métaux lourds » (AL-SALEM et LETTIERI, 2009), (VILLENEUVE, MICHEL, *et al.*, 2009) ;
- Précision de l'auteur quant à la non intégration des catégories d'impacts toxicité et écotoxicité à leur évaluation mais sans justifier ce choix (SCHMIDT, HOLM, *et al.*, 2007), (ZHAO, CHRISTENSEN, *et al.*, 2010) ;
- Aucune justification de la non évaluation de la toxicité (BERNSTAD et LA COUR JANSEN, 2011), (ERIKSSON et BISAILLON, 2011).

Quant à ceux qui ont évalué la toxicité, la plupart d'entre eux précisent les incertitudes fortes liées à cette catégorie (FINNVEDEN et EKVALL, 1998), (IRIARTE, GABARRELL, *et al.*, 2009), (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009), (MANFREDI, TONINI, *et al.*, 2009)...

L'évaluation non satisfaisante de l'impact « toxicité » peut s'expliquer, selon POTTING *et al.*, par les faibles connaissances quant aux mécanismes d'apparition de cet impact (POTTING, HAUSCHILD, *et al.*, 1999). L'absence d'information spatiale et temporelle dans les données de l'inventaire entraîne des fortes incertitudes sur la quantification de cet impact du fait de sa dépendance aux conditions de l'émission et aux caractéristiques du milieu. Les méthodes de caractérisation utilisées actuellement calculent l'impact indépendamment des conditions du milieu dans lesquelles la substance est émise. En particulier pour les impacts toxicité et écotoxicité, l'évaluation par l'ACV est considérée comme peu fiable par un certain nombre de praticiens et n'est donc pas réalisée malgré sa pertinence pour la compréhension de l'impact environnemental des scénarios de gestion des déchets au sein d'un territoire.

I.3.3.7 Impacts sociaux

Les impacts sociaux locaux concernent les impacts relatifs à la qualité de vie d'une population. Les impacts sociaux locaux comprennent les nuisances telles que les odeurs, le bruit ou encore la pollution visuelle. Ils peuvent également être évalués par l'analyse des retombées sociales d'un système telles que le nombre d'emplois créés ou encore les infrastructures mises à la disposition de la population et qui peuvent faciliter les déplacements. Dans le cadre de l'évaluation des impacts sociaux liés à une installation de traitement des déchets ménagers, il s'agit, dans une majorité d'études, d'évaluer les effets de l'installation sur la qualité de vie de la population locale.

La notion d'« impacts sociaux » est absente des études antérieures à l'année 2007 et de manière générale peu d'auteurs s'y penchent. Certains auteurs relèvent les lacunes de l'ACV dans ce domaine et définissent leur unité fonctionnelle en utilisant la notion de systèmes « socialement acceptables » sans la définir ni l'évaluer :

- « Traiter les déchets organiques d'une façon qui soit acceptable d'un point de vue de l'hygiène et d'une perspective sociale » (SONESSON, BJORKLUND, *et al.*, 2000) ;

- « Le traitement acceptable d'un point de vue environnemental et social des déchets municipaux générés durant une année dans Uppsäl » (BJORKLUND, BJUGGREN, *et al.*, 1999).

Depuis plusieurs années, l'ACV appliquée à la gestion des déchets doit prendre de plus en plus en considération les aspects environnementaux, économiques et sociaux liés à l'activité (BRAMBILLA PISONI, RACCANELLI, *et al.*, 2009). Dans le panorama d'articles ACV déchets étudiés, le terme « aspects sociaux » est apparu en 2007 avec SALHOFER *et al.* (SALHOFER, WASSERMANN, *et al.*, 2007), en associant les aspects sociaux tels que la circulation, les emplois régionaux, les odeurs, le bruit, la commodité, l'autonomie et la pollution visuelle. Certains auteurs mentionnent les aspects sociaux en lien avec les installations de gestion des déchets mais ne précisent pas la méthodologie d'évaluation de ces impacts (BANAR, COKAYGIL, *et al.*, 2009), (FEO et MALVANO, 2009), (IRIARTE, GABARRELL, *et al.*, 2009), (MANFREDI, NISKANEN, *et al.*, 2009), (VILLENEUVE, MICHEL, *et al.*, 2009) et (WITTMAIER, LANGER, *et al.*, 2009). Enfin, certains auteurs précisent que l'ACV ne prend pas en compte des impacts sociaux (ARENA, MASTELLONE, *et al.*, 2003a), or cet aspect apparaît limitant dans le cadre d'une prise de décision publique (BANAR, COKAYGIL, *et al.*, 2009), (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010a), (BHANDER, CHRISTENSEN, *et al.*, 2010), (GENG, TSUYOSHI, *et al.*, 2010), (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010b), (BOVEA, IBANEZ-FORES, *et al.*, 2010), (ASSEFA, BJORKLUND, *et al.*, 2005), (SOLANO, RANJITHAN, *et al.*, 2002) ou encore (SOLANO, DUMAS, *et al.*, 2002).

En gestion des déchets, les nuisances olfactives suscitent de nombreuses plaintes et mécontentements de la part des riverains et apparaissent comme un enjeu décisif dans le processus décisionnel, et particulièrement lorsque la filière de traitement est une filière de traitement biologique. En effet, la dégradation de la matière organique génère beaucoup d'odeurs que les procédés technologiques de traitement de l'air tentent de réduire. L'analyse bibliographique réalisée illustre la faible prise en compte de cet impact dans les évaluations.

La prise en compte des impacts locaux qu'ils soient environnementaux ou sociaux se révèle très peu présente de manière générale et sous une forme la plus souvent qualitative. Cette relative absence s'explique par le fait du manque d'harmonisation et de robustesse des méthodes d'évaluation et notamment au regard d'un fort besoin de spatialisation (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010).

CONCLUSION

Aussi loin que remontent les écrits de notre histoire, la gestion des déchets ménagers a toujours été une problématique plus ou moins complexe. Au XIX^{ème} siècle, le service unique de collecte et d'élimination est assuré par les maraîchers. À cette époque, le rôle de l'État se limite à la surveillance de l'application de la réglementation et non à l'organisation de la collecte et de l'élimination des déchets. Après les différentes évolutions liées à l'urbanisation, la mécanique, l'hygiène et l'industrie, la gestion des déchets dispose actuellement d'un cadre réglementaire européen et français qui permet de définir les rôles et les missions de chacun des acteurs. Aujourd'hui, sur le territoire français, les collectivités territoriales sont chargées de collecter et de traiter environ 42 millions de tonnes de déchets municipaux chaque année. En matière de réglementation, les politiques déchets européenne et française ont été mises en place en 1975 pour favoriser les mesures de prévention, le recyclage et la transformation des déchets. Depuis, les cadres réglementaires européen et français ont évolué dans l'objectif ultime de diminution des impacts environnementaux des systèmes de gestion des déchets et de définition des rôles et des missions des principaux acteurs publics : les collectivités territoriales. L'engouement pour les différentes modalités de traitement (valorisation énergétique, traitement biologique, recyclage,...) et d'élimination (stockage ou incinération) des déchets municipaux est cyclique et au fil du temps, aucune technique ne semble s'imposer au regard des impacts environnementaux, économiques, techniques et sociaux de chacune d'entre elles.

Lors de la planification de la gestion des déchets municipaux au sein d'un territoire, la collectivité territoriale doit réaliser une évaluation environnementale. Pour ce faire, il existe différents outils à la disposition des décideurs : le Bilan Carbone[®], l'Empreinte Écologique ou encore l'ACV. Actuellement, au regard de sa capacité à évaluer des enjeux multiples et globaux, l'ACV est l'outil le plus utilisé au sein des processus de planification. L'ACV est un outil qui évalue les impacts environnementaux potentiels d'un système en identifiant et en quantifiant les flux entrants et sortants associés. L'ACV est définie par les normes ISO 14040 et ISO 14044 et se structure autour de quatre grandes étapes : définition des objectifs et du champ de l'étude, inventaire et bilans énergétiques et massiques, évaluation des impacts potentiels et interprétation des résultats.

Lorsque l'ACV est appliquée à la gestion des déchets, d'où le terme « ACV déchets », il s'agit d'évaluer les performances environnementales de différents systèmes de gestion des déchets d'une collectivité comprenant les étapes de collecte, de transport, de traitement et d'élimination. La particularité méthodologique d'une ACV déchets est son périmètre. En effet, l'étude débute dès que le produit devient un déchet. Le praticien se concentre sur la fin de vie du produit, ce qui signifie que toutes les étapes en amont du moment où le produit devient un déchet ne sont pas considérées dans l'évaluation. Cela signifie également que le déchet rentre dans le système avec une charge environnementale nulle. Une étude approfondie des ACV déchets publiées dans le monde entre 1998 et 2011 a été réalisée afin d'en retenir les éléments factuels par analyse bibliométrique et méthodologiques les plus pertinents. L'analyse

bibliographique a permis d'identifier les différentes approches concernant les points méthodologiques de l'ACV ainsi que les différentes limites liées à son application à la thématique « déchets ».

La réglementation française définit les enjeux nationaux à prendre en compte dans l'évaluation des systèmes de gestion des déchets ménagers. Cependant, la gestion des déchets ménagers est une compétence locale qui est conditionnée par des enjeux locaux variés. A l'échelle locale, des enjeux environnementaux locaux peuvent s'ajouter aux enjeux nationaux : des milieux ou populations sensibles. Les décideurs locaux doivent répondre à une pression locale qui les oblige à intégrer la dimension environnementale territoriale à leurs décisions. En effet, la population exige une certaine qualité de vie et les décideurs locaux tentent d'intégrer les enjeux locaux à leur décision. L'analyse des ACV déchets révèle le peu d'évaluations des impacts locaux réalisées par les praticiens de manière générale. Ces derniers sont conscients des lacunes méthodologiques existantes pour l'évaluation de ces impacts. La difficulté d'évaluation des impacts locaux par l'ACV réside dans le caractère global de cette dernière et dans le besoin de connaissances locales assez fines pour l'évaluation des impacts locaux. En effet, l'évaluation des impacts locaux est réalisée sans prendre en compte les caractéristiques de l'environnement où la substance polluante est émise ni celles de l'environnement impacté. En d'autres termes, ce constat signifie que l'ACV ne fait pas de différenciation spatiale pour l'évaluation de l'impact des émissions quelles que soient leurs échelles spatiales. Or, les caractéristiques environnementales de la source d'émission et du milieu impacté modifient le comportement de la substance polluante et donc l'apparition et l'intensité de l'impact. Une deuxième lacune mise en lumière par ce premier chapitre en lien avec la thématique gestion des déchets ménagers concerne l'évaluation des impacts sociaux. En effet, dans un processus décisionnel de gestion des déchets, ces aspects apparaissent comme des enjeux prépondérants pour les riverains. Actuellement, l'ACV fournit une évaluation des impacts environnementaux exclusivement. Il ne s'agit pas de tout évaluer avec l'ACV mais plutôt de répondre aux attentes des décideurs en matière d'outils d'évaluation de ces enjeux.

Au regard de ces conclusions, le besoin de méthodologie d'évaluation intégrant les conditions locales de la source d'émission et de l'environnement impacté pour les impacts locaux est indéniable. Actuellement, l'ACV apparaît fortement utilisée par les décideurs en matière de gestion des déchets sur la base de son caractère global et il semble donc pertinent de tenter d'intégrer à cet outil reconnu les propositions méthodologiques quant à la considération des conditions locales à l'évaluation des impacts locaux tels que la toxicité et les odeurs.

II. CHAPITRE 2 : ÉVALUATION DES IMPACTS LOCAUX AU
MOYEN DE L'ACV : ETAT DE L'ART ET DEVELOPPEMENTS
METHODOLOGIQUES

II.1 L'ÉVALUATION DES IMPACTS LOCAUX « TOXICITE » ET « ODEUR » : ÉTAT DE L'ART DE L'ÉVALUATION VIA L'ACV

Actuellement et classiquement, l'ACV permet d'évaluer les impacts environnementaux d'un produit ou d'un service tout au long de son cycle de vie et d'identifier les transferts d'impacts potentiels entre plusieurs étapes du cycle de vie. À l'issue de l'analyse bibliographique des études ACV appliquées à la gestion des déchets dans le monde entre 1998 et 2011 décrite dans le chapitre I et des conclusions du projet de recherche PRODDEVAL⁶ (SCHLIERF, AISSANI, *et al.*, 2012) (convention ADEME-Irstea n°0906C0081), il apparaît que :

- L'ACV est l'outil d'évaluation environnementale le plus utilisé au sein des processus décisionnels de gestion des déchets ménagers (l'inventaire des situations d'usage mené dans le cadre du projet de recherche PRODDEVAL a mis en évidence que 22 cas sur 34 cas étudiés utilisent un outil d'évaluation environnementale dans les processus décisionnels en matière de gestion des déchets (soit 65%) et correspondent à l'utilisation de l'ACV) ;
- L'évaluation des impacts environnementaux au moyen de l'ACV dans un contexte de décision publique ne répond que partiellement aux attentes des acteurs et des riverains en matière d'évaluation des impacts locaux tels que l'atteinte à la santé humaine ou encore les nuisances olfactives potentiellement générées par une installation de traitement des déchets.

Au regard des limites de cet outil concernant l'évaluation des impacts locaux, de son utilisation au sein du débat public et des attentes des riverains et des acteurs publics en matière d'évaluation des impacts environnementaux locaux, l'ACV n'apporte pas les réponses appropriées quant à l'évaluation des impacts locaux engendrés par la gestion des déchets ménagers.

Pour intégrer l'évaluation de la toxicité et des odeurs à l'ACV, il est nécessaire de comprendre leurs mécanismes d'apparition pour pouvoir ensuite les modéliser. Actuellement, la toxicité appartient au panel d'impacts environnementaux potentiels évalués par la majorité des méthodes de caractérisation. Cependant, dans la majorité des méthodes de caractérisation existantes, l'évaluation de la toxicité présente différentes lacunes et notamment la faible prise en compte des paramètres spatiaux et temporels (MOLANDER, LIDHOLM, *et al.*, 2004). Ce constat

⁶ Le projet PRODDEVAL (PROcessus Décisionnels Déchets et ÉVALuation) ou « L'objectivation et la démocratisation des choix en matière de gestion des déchets – Utilisation des outils d'évaluation environnementale » vise à comprendre la place et le rôle des outils d'évaluation dans le dialogue public au cours d'un processus décisionnel en matière de gestion des déchets et à identifier les enjeux environnementaux et sociaux locaux en matière de gestion des déchets qui doivent être pris en compte, évalués et intégrés dans le processus. À la suite de cette identification des enjeux locaux à évaluer, il s'agit de développer une méthode d'évaluation pour ces enjeux. Cette méthode d'évaluation localisée constitue l'objectif de ce travail et s'insère ainsi dans le projet PRODDEVAL.

s'avère être très préjudiciable quant à la fiabilité des résultats de l'ACV concernant cette catégorie d'impact au regard de l'importance de ces paramètres dans la détermination de l'impact toxique. Ces paramètres influencent fortement la réalisation potentielle (ou l'apparition) de l'impact et pourraient donc être intégrés à l'évaluation. Concernant l'impact lié aux odeurs, il n'est actuellement pas pris en charge par l'ACV.

Dans le cadre de ce travail de thèse appliqué à la thématique de la gestion des déchets ménagers, le focus est fait sur l'intégration de la dimension spatiale à l'évaluation. La dimension temporelle n'est, quant à elle, pas étudiée, la dimension spatiale apparaissant plus prégnante à résoudre dans le cadre de l'évaluation des impacts locaux.

II.1.1 Considération de la dimension spatiale au travers des quatre étapes de l'ACV

Afin d'améliorer l'intégration des caractéristiques spatiales à l'ACV, il semble nécessaire, dans un premier temps, de déterminer le niveau de prise en considération de ces conditions au sein de ses quatre étapes. Pour cela, chacune des étapes de l'ACV est analysée afin de déterminer où l'intégration des conditions spatiales est réalisée.

L'intégration des conditions spatiales au sein de l'ACV n'est pas uniforme au fil des quatre étapes (Tableau II.1).

Tableau II.1: Considération de la dimension spatiale au sein des quatre étapes de l'ACV (AISSANI, 2008)

Étapes de l'ACV	Phases de l'ACV	Intégration des conditions spatiales
Définition des objectifs et du champ de l'étude	Définition des objectifs	Intégration tacite en fonction de l'application de l'étude
	Définition de la fonction du système	Conditions spatiales non intégrées à cette phase d'une manière générale
	Définition des frontières du système	Prise en compte des caractéristiques spatiales des étapes du cycle de vie et possibilité de restreindre la zone géographique Non prise en compte du caractère mobile de la source d'émission
	Définition de l'unité fonctionnelle	Conditions spatiales non intégrées à cette phase d'une manière générale
	Détermination de la qualité des données	Intégration explicite en fonction des objectifs et de l'application de l'étude Détermination d'une zone géographique pour la collecte des données de l'inventaire (représentativité géographique à respecter au regard de la norme)
	Définition des règles d'allocation	Intégration tacite en fonction des objectifs et de l'application de l'étude
Inventaire	Collecte des données	En fonction des objectifs de l'étude et de l'application envisagée, définition d'une zone géographique pour la collecte selon la localisation des processus Utilisation possible des bases de données représentant une échelle géographique précise (pays, continent, monde)
Évaluation des impacts environnementaux	Classification (lien qualitatif entre substances et impacts)	Pas de considération des conditions spatiales dans le choix des catégories d'impacts à associer aux substances Lien qualitatif uniquement établi au regard de la nature du flux
	Caractérisation (quantification des impacts)	Dans les méthodes <i>midpoint</i> : pas d'intégration des caractéristiques spatiales Dans les méthodes <i>endpoint</i> : prise en compte de certaines caractéristiques
	Évaluation	Définition de facteur de pondération selon des choix politiques, économiques ou encore techniques Normalisation des résultats au regard d'un critère géographique de référence
Interprétation des résultats	Vérifications (complétude, sensibilité et cohérence)	Intégration des conditions spatiales au regard de la robustesse de l'étude (cohérence des données spatiales)

Comme le montre le Tableau II.1, la première étape recense beaucoup d'informations qualitatives quant à la prise en compte des conditions spatiales qui dépendent fortement des objectifs de l'étude et de l'application envisagée.

C'est au cours de la seconde étape que la dimension spatiale est la plus présente. En effet, c'est lors de cette phase d'inventaire que le praticien acquiert le plus d'informations qualitatives et quantitatives sur les caractéristiques spatiales des données utilisées. Les données relatives aux émissions sont dépendantes de la technologie. Les bases de données utilisées intègrent généralement de l'information spatiale et les procédés qui y sont répertoriés peuvent correspondre aux technologies représentatives d'une zone géographique particulière (pays, continent). En outre, lors de l'utilisation de données issues de bases de données, le praticien doit veiller à la pertinence géographique (représentativité) de cette base au regard du système qu'il souhaite modéliser (l'utilisation d'une base de données chinoise pour une étude américaine peut se révéler non pertinente au regard des différences notables liées aux différents niveaux technologiques entre ces deux pays). Cependant, le devenir de ces substances est propre au milieu d'émission, donc aux caractéristiques spatiales du milieu impacté et n'est plus lié à la technologie.

L'étape d'évaluation de l'impact environnemental est une étape agrégative qui permet de faire le lien entre les résultats de l'inventaire et les catégories d'impacts évaluées pour traduire l'ensemble des données d'inventaire (des centaines) en un nombre restreint d'indicateurs environnementaux (une dizaine) *via* la classification et de la caractérisation. Durant cette étape, la notion de dimension spatiale contenue dans les données d'inventaire est agrégée et disparaît lors du calcul de l'impact. Ce calcul d'impact est réalisé à partir d'informations qualitatives et quantitatives relatives au flux de substances mais très peu d'informations relatives au milieu d'émission sont intégrées. Une phase de travail des résultats est ensuite possible afin de définir une procédure de hiérarchisation entre les différentes catégories d'impacts par le biais de la normalisation ou de la pondération. La normalisation est utilisée pour normer les résultats en fonction, par exemple, de données géographiques de référence (équivalent habitant européen). La pondération, quant à elle, peut être utilisée pour hiérarchiser les catégories d'impacts en fonction des préférences des commanditaires. La définition des règles de normalisation ou de pondération se fait au regard de différents critères politiques, socio-économiques ou encore techniques et peut implicitement intégrer une dimension spatiale (prépondérance des enjeux locaux).

Enfin, en fonction des objectifs et de la portée de l'étude, l'étape d'interprétation des résultats peut nécessiter l'intégration d'informations spatiales afin d'établir des recommandations et des conclusions en cohérence avec les objectifs. Ces informations spatiales peuvent également être nécessaires dans les procédures de vérifications ; contrôle de complétude, contrôle de sensibilité et contrôle de cohérence des données, de la modélisation du système et des résultats.

Au regard de cette analyse et des objectifs de ce travail de thèse quant à l'évaluation des impacts environnementaux locaux, le développement méthodologique qui permettrait

d'intégrer les caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté doit se faire au cours des seconde et troisième étapes de l'ACV : entre l'inventaire et l'évaluation de l'impact environnemental. Il nous apparaît pertinent de centrer ce développement, plus précisément, sur le passage de l'étape d'inventaire à l'étape d'évaluation de l'impact environnemental. L'étape d'inventaire permet de recenser les données relatives aux émissions et aux consommations du système et l'étape d'évaluation permet de modéliser l'impact. Actuellement, le lien entre ces deux étapes est établi uniquement au regard des informations qualitatives quant à la nature de la substance. Les données spatiales disponibles lors de l'inventaire ne sont pas intégrées à l'évaluation de l'impact environnemental. C'est donc au cours de ce lien que les informations spatiales relatives à la source d'émission et au milieu impacté sont perdues. Or, il apparaît que ces informations spatiales sont indispensables pour étudier la réalisation potentielle des impacts environnementaux locaux tels que la toxicité et les odeurs.

Afin d'intégrer de manière pertinente certaines caractéristiques spatiales à l'évaluation des impacts locaux, il est nécessaire d'étudier la construction des méthodes d'évaluation actuelles de ces impacts. Ce travail d'identification permettra, par la suite, de se cibler uniquement sur les impacts locaux tels que la toxicité et les odeurs et de développer ainsi des méthodologies d'évaluation propres à ces impacts.

II.1.2 Limites de l'évaluation des impacts locaux en ACV

Historiquement, l'ACV est un outil « grossier » et « global » permettant dans un premier temps de réaliser un bilan matière et énergie sur l'ensemble du cycle de vie du système et, dans un deuxième temps, de lier les entrants et sortants du système à des impacts environnementaux qu'il pourrait potentiellement engendrer. Ce bilan environnemental est réalisé pour tenter de diagnostiquer une « fausse bonne idée » en matière de conception de produits marchands. Cette exhaustivité approchée par la prise en compte de toutes les étapes du cycle de vie confère à l'ACV implicitement et intrinsèquement un niveau d'abstraction élevé. Dans la conception initiale de cet outil, il n'était aucunement question de modéliser finement des impacts ayant une portée régionale voire locale. Au fil de l'évolution des utilisations de l'outil et notamment au regard de la diversité de ses domaines d'application, la question de l'évaluation des impacts présentant une portée régionale ou locale est devenue plus prégnante. Certains auteurs ont alors tenté d'approcher de plus près l'évaluation des impacts locaux en proposant des méthodologies de calcul intégrant plus ou moins fortement certaines caractéristiques spatiales, car ils avaient mis en évidence la forte dépendance de l'intensité de ces impacts aux conditions de l'émission et du milieu impacté (GOEDKOOP et SPRIENSMA, 2001), (JOLLIET, MARGNI, *et al.*, 2003), (HUMBERT, MARGNI, *et al.*, 2005), (POTTING et HAUSCHILD, 2003), (GOEDKOOP, HEIJUNGS, *et al.*, 2012a). Ces tentatives de conception de méthodologie passent par l'utilisation et le développement de différentes approches visant à modéliser l'impact environnemental en intégrant plus ou moins de conditions spatiales à l'évaluation.

II.1.2.1 Les différentes approches

La modélisation de l'impact environnemental intervient dans la phase de caractérisation des impacts environnementaux (troisième étape de l'ACV). Il existe différentes méthodes pour modéliser l'impact. Ces méthodes sont construites à partir de la chaîne de cause à effet d'un impact : « émission », « dégradation, transfert et dépôt », « atteinte de la cible » et « effet sur la cible ». La modélisation de la chaîne de cause à effet permet de représenter les différents items de la chaîne au travers des « caractéristiques de l'émission », de « l'analyse du devenir », « l'analyse de l'exposition » et « l'analyse de l'effet ». Cette modélisation permet de représenter l'impact d'une substance sur l'environnement de son émission jusqu'à son effet final (Figure II.1).

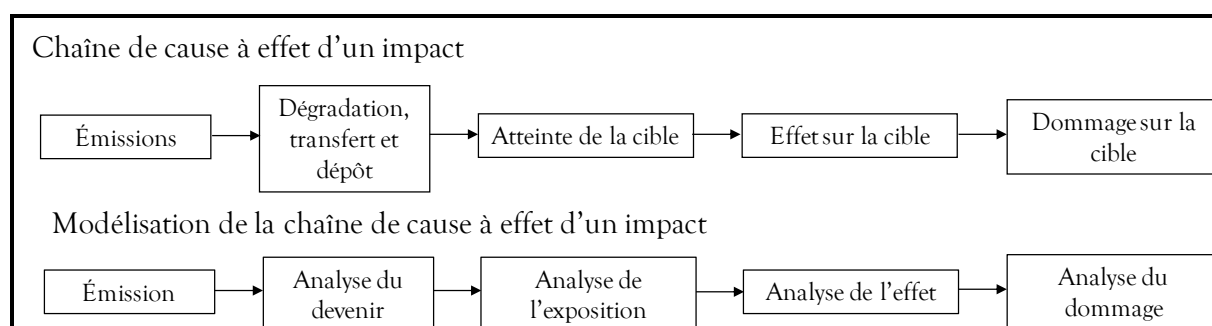


Figure II.1 : Chaîne de cause à effet d'un impact environnemental et sa modélisation

Cette chaîne décrit les différentes étapes que subit une substance à la suite de son émission. Le premier item de la modélisation de cette chaîne de cause à effet, l'analyse du devenir, regroupe les différents phénomènes de transfert, de dégradation et d'élimination que subit la substance dans l'environnement. L'analyse de l'exposition permet de déterminer les modalités d'exposition auxquelles sont soumises les cibles mais également de déterminer si la présence des cibles coïncide avec l'émission d'une substance néfaste pour des cibles définies. Lorsque la substance pénètre dans les organismes cibles, il s'agit ensuite d'étudier les effets en fonction des caractéristiques des cibles concernées et de la nature de la substance. En dernier lieu, l'analyse du dommage permet de déterminer l'impact de la substance sur les cibles à long terme.

Pour modéliser l'impact d'une substance sur des cibles (la modélisation de l'impact correspond au contenu des méthodes de caractérisation), il existe actuellement différentes approches qui se différencient principalement selon l'objectif de l'évaluation réalisée et influent donc le nombre de paramètres intégrés tout au long de la chaîne de cause à effet (POTTING et HAUSCHILD, 2006).

Actuellement, les outils d'évaluation environnementale tels que l'ACV, l'Empreinte Écologique ou le Bilan Carbone sont des modèles descriptifs qui utilisent un système de pondération et visent à traduire la potentialité d'une substance à provoquer des impacts au regard de la masse de substance émise et d'un coefficient de pondération (dans le cas de l'ACV, ce coefficient correspond au facteur de caractérisation) dans un objectif ultime de comparaison de systèmes. Ces modèles descriptifs sont basés sur les approches *Site Generic* ou *Site Dependent*

afin de caractériser un impact environnemental. En opposition à ces modèles descriptifs, il existe des modèles prédictifs qui utilisent l'approche *Site Specific*. Cette approche est classiquement utilisée dans l'outil appelé Étude d'Impact. Dans le cadre d'une procédure d'évaluation environnementale, la combinaison de modèles descriptifs et prédictifs est possible et permet de compléter les réponses apportées par un type de modèles.

II.1.2.1.1 Approche *Site Specific*

L'approche dite *Site Specific* est une approche utilisée dans les modèles prédictifs dont l'objectif est de prédire les impacts environnementaux pouvant être engendrés par un système. C'est une approche « site », ce qui signifie que l'évaluation des impacts se focalise sur l'installation industrielle (la source d'émission) et son environnement « proche ». Ce focus spatial permet de recueillir des données spatiales très fines pouvant être intégrées à l'évaluation. Cette approche utilisée dans les Études d'Impacts est insérée au sein d'une démarche réglementaire telle que les dossiers d'autorisation d'exploiter des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) et vise à fournir une évaluation préalable à la réalisation d'aménagements qui, par leur importance, peuvent avoir des effets sur l'environnement. L'Étude d'Impacts permet d'évaluer assez précisément les impacts locaux et nuisances d'une installation telles que les odeurs, le bruit, le trafic routier et l'atteinte à la santé humaine. Dans le cadre de l'utilisation de cette approche pour la modélisation des impacts environnementaux, les caractéristiques spatiales de la source d'émission, du milieu impacté et des flux anthropiques doivent être très bien connues.

En opposition aux modèles prédictifs construits selon l'approche *Site Specific*, il existe des modèles descriptifs construits selon les approches *Site Generic* et *Site Dependent* dont l'objectif premier est de décrire les impacts environnementaux pouvant être générés par plusieurs systèmes dans un objectif de comparaison.

II.1.2.1.2 Approche *Site Generic*

L'approche dite *Site Generic* est actuellement l'approche la plus utilisée en ACV. Lorsqu'elle est utilisée, l'évaluation est réalisée pour un environnement impacté qualifié de générique ou standard. Les praticiens admettent que l'environnement évalué possède des caractéristiques moyennes. Il s'agit d'une globalisation des différents milieux potentiellement récepteurs. Certains auteurs pensent que cette considération de caractéristiques standard est une force de l'ACV et s'avère essentielle dans le cadre de la modélisation des impacts environnementaux puisqu'il s'agit d'évaluer le potentiel polluant des substances afin de comparer les systèmes évalués (WHITE, 1995). Dans le cadre de cette approche, aucune différence de milieu ou de sensibilité n'est prise en compte. En termes de données à collecter et au regard de la non prise en compte de la dimension spatiale, cette approche apparaît satisfaisante en premier lieu pour l'évaluation des impacts globaux (changement climatique, déplétion de la couche d'ozone, épuisement des ressources non renouvelables...). Cependant, l'évaluation des impacts globaux peut également être sujette aux questionnements quant au besoin d'intégration des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté. Les substances

responsables de ces impacts globaux subissent les mêmes phénomènes liés à leur devenir dans l'environnement que les substances responsables des impacts locaux. Il serait donc tout aussi pertinent de s'intéresser à l'intégration des paramètres spatiaux dans l'analyse du devenir des substances en cause (VENTURA, 2011). Cependant, dans la mesure où l'échelle spatiale des effets de ces impacts est l'échelle globale, ils sont moins centraux dans les discussions publiques car n'étant pas des enjeux de proximité parlant aux acteurs locaux.

Dès son apparition à la fin des années 60, l'ACV se voulait être un outil d'évaluation globale des impacts environnementaux potentiels d'un système. Les praticiens de l'époque vantaient les mérites de cette évaluation globale : modélisation simple des multiples impacts environnementaux potentiels d'un système. L'objectif de l'outil n'a jamais été de fournir une évaluation fine des impacts environnementaux et l'évaluation environnementale globale se voulait être approximative mais surtout comparative. Au fil des années, le besoin de réponses en matière d'évaluation des impacts locaux et régionaux s'est fait ressentir. Pour répondre à ce besoin et tenter de pallier le manque en matière d'évaluation des impacts locaux, une nouvelle approche visant à modéliser plus finement la chaîne de cause à effet a été développée : l'approche *Site Dependent*.

II.1.2.1.3 Approche *Site Dependent*

L'approche dite *Site Dependent* a été développée avec l'objectif de tendre vers une modélisation de l'impact environnemental local plus robuste en intégrant un certain nombre de caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation dont dépendent fortement la réalisation et l'intensité de l'impact.

Cette approche vise à prendre en compte certains paramètres spatiaux jugés déterminants dans la modélisation de l'apparition de l'impact. Elle se situe théoriquement et idéalement entre les approches *Site Generic* et *Site Specific* en termes de données à collecter sans trop alourdir l'étape d'inventaire. L'objectif de cette approche est de concilier le caractère global de l'approche *Site Generic* et le caractère local de l'approche *Site Specific*. Dans le cadre de l'utilisation de l'approche *Site Dependent*, le praticien doit identifier les paramètres déterminants dans la modélisation de la chaîne de cause à effet et doit les intégrer à l'évaluation. Cette identification des paramètres déterminants peut soulever des questionnements très pointus en lien avec les phénomènes observés liés au devenir des substances étudiées dans les différents milieux environnementaux, par exemple : le devenir des métaux lourds dans le sol et dans les nappes souterraines (HELLWEG, FISCHER, *et al.*, 2005).

L'approche *Site Dependent* permet d'augmenter le niveau de finesse de la modélisation des impacts environnementaux au regard de l'approche *Site Generic* sans autant alourdir l'étape de collecte des données que l'approche *Site Specific*.

II.1.2.1.4 Comparaison et analyse de ces trois approches

Dans le cadre d'une évaluation globale telle que l'ACV, l'approche *Site Specific* n'est pas préconisée au regard de l'objectif de prédiction des modèles utilisés mais également du nombre

de données relatives au système et au milieu impacté à collecter (POTTING et HAUSCHILD, 2006). En effet, l'évaluation globale d'un système considère l'ensemble du cycle de vie du système (activités de premier plan) mais également les activités support telles que la fabrication de matières premières ou encore d'énergie, procédés qui peuvent être réalisés dans le monde entier. Le caractère global de l'ACV est incompatible avec le niveau de détail exigé par l'approche *Site Specific*. Toutefois, l'approche *Site Specific* peut être utilisée pour l'évaluation précise d'une étape d'un système, étape identifiée préalablement par l'ACV comme étant la plus défavorable d'un point de vue environnemental (AISSANI, 2008) et (BOIZE, BORIE, *et al.*, 2008).

Actuellement, l'approche *Site Generic* est l'approche la plus utilisée dans le cadre de la réalisation d'évaluation environnementale type ACV. En opposition à l'approche *Site Specific*, la modélisation des impacts environnementaux selon l'approche *Site Generic* ne nécessite pas de connaissances minutieuses des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté. Cette approche n'intègre pas la sensibilité du milieu à l'évaluation et présente alors certaines limites quant à l'évaluation des impacts locaux, fortement dépendants du contexte local.

Au regard de l'augmentation croissante de l'importance des impacts locaux tels que la toxicité, l'eutrophisation ou encore les nuisances, il apparaît nécessaire d'utiliser une autre approche pour leur évaluation au sein de l'ACV. Idéalement positionnée entre les approches *Site Generic* et *Site Specific*, l'approche *Site Dependent* permet de tendre vers une modélisation plus fine des impacts environnementaux dépendant des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté sans trop alourdir l'étape d'inventaire des données. Cette modélisation plus fine des impacts environnementaux locaux est réalisée grâce à l'intégration de certains paramètres influençant la réalisation potentielle et l'intensité de l'impact environnemental.

Dans le cas de la catégorie d'impact toxicité (constat identique pour la catégorie d'impact écotoxicité), la courbe dose-réponse, qui représente l'évolution de l'effet en fonction de la concentration (ou de la dose) de substance toxique (ou écotoxique), prend la forme d'une sigmoïde (Figure II.2). Or, le calcul de l'impact selon l'approche *Site Generic* modélise une relation proportionnelle entre la dose et la réponse (la concentration et l'effet). Le développement de l'approche *Site Dependent* a mis en lumière une lacune propre à l'utilisation de l'approche *Site Generic*. En effet, l'approche *Site Generic* est basée sur une hypothèse simplificatrice de linéarité quant à l'évaluation de l'apparition et de l'intensité des impacts en fonction de la dose et est renforcée par la non prise en compte des paramètres spatiaux liés à la source d'émission et à l'environnement impacté (Figure II.2).

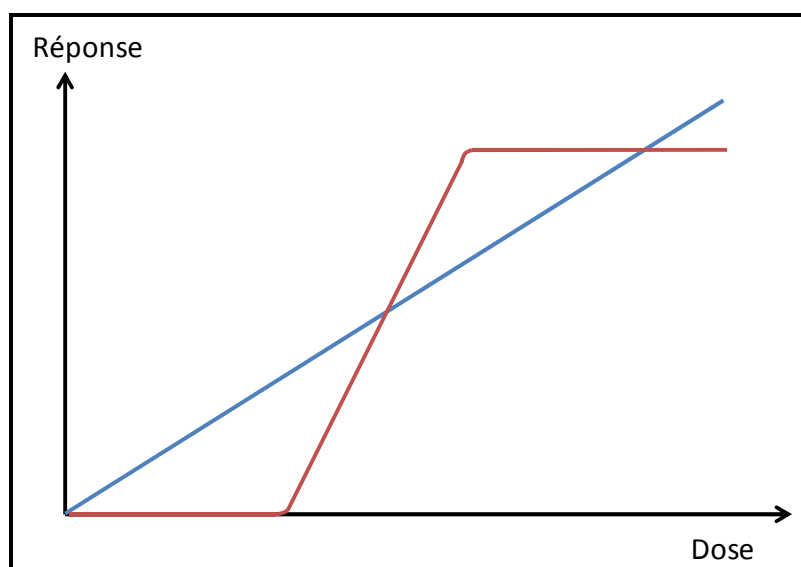


Figure II.2: Hypothèse de non linéarité de l'approche *Site Dependent* (POTTING et HAUSCHILD, 1997a) ; (AISSANI, 2008)

La courbe rouge correspond à la modélisation théorique des impacts toxiques selon l'approche *Site Dependent*. L'objectif de l'approche est d'atteindre une modélisation des impacts toxiques qui tende vers la courbe dose-réponse de la substance étudiée. Seulement, l'approche *Site Dependent* se veut être un compromis entre une évaluation très précise des impacts (approche *Site Specific*) et une évaluation plus grossière (approche *Site Generic*). L'ensemble des paramètres spatiaux influençant la réalisation potentielle de l'impact et son intensité n'est pas pris en compte et seuls ceux qui sont identifiés comme influençant fortement la relation dose/réponse sont intégrés à l'évaluation.

II.1.2.1.5 Le choix de l'approche *Site Dependent*

Au regard de la description de chacune des approches existantes, l'approche *Site Dependent* semble être l'approche la plus pertinente en matière d'évaluation des impacts environnementaux locaux. Les trois approches existantes peuvent se différencier en fonction du nombre croissant de données à collecter, mais elles peuvent également se distinguer par les différents types de modèles existants de modélisation des impacts (Figure II.3).

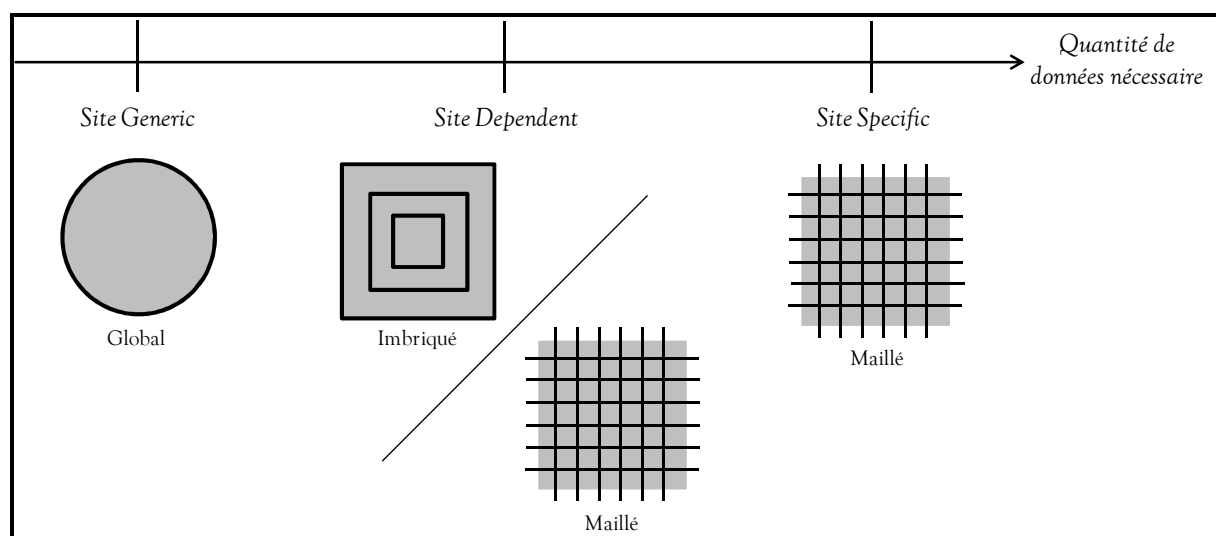


Figure II.3 : Positionnement des approches Site Generic, Site Dependent et Site Specific au regard des modèles utilisés et du nombre de données à collecter

Les modèles correspondent à des estimations de l'évolution des effets en fonction de la dose. Ces modèles peuvent être construits selon les trois approches visant à modéliser les impacts environnementaux : *Site Generic*, *Site Dependent* et *Site Specific*. Actuellement, il existe trois grands types de modèles d'évaluation :

- Le modèle global fournit une évaluation globale de l'impact environnemental, c'est-à-dire en intégrant seulement quelques paramètres spatiaux tels que le compartiment d'émission ;
- Le modèle imbriqué fournit une évaluation localisée de l'impact environnemental ce qui signifie qu'il centre la modélisation sur la source d'émission et ses effets sur les cellules situées à sa périphérie ;
- Le modèle maillé fournit une évaluation spatialisée de l'impact environnemental : il permet la détermination de la sensibilité de chacune des cellules constituant l'environnement étudié.

La distinction entre les modèles imbriqués et maillés est faible mais réside dans la définition des objectifs de l'évaluation. L'utilisation d'un modèle imbriqué répond à des objectifs d'évaluation des impacts environnementaux dans l'environnement proche de la source d'émission. Ces modèles sont centrés autour de la source d'émission et les transferts entre les différents niveaux sont étudiés. *A contrario*, le modèle maillé vise à découper le territoire en un nombre de cellules qui possèdent chacune leurs propres paramètres spatiaux. Le modèle n'est centré ni sur le compartiment d'émission ni sur le milieu récepteur mais vise à identifier la sensibilité propre à chacune de ces cellules. Ce type de modèle nécessite un plus grand nombre de données qu'un modèle imbriqué et la plupart du temps des données géoréférencées.

Au regard de leurs objectifs, les modèles d'évaluation globaux sont construits selon l'approche *Site Generic*. Actuellement, il est possible de citer le modèle global USES version 1.0 et version 2.0, pour l'évaluation globale de la toxicité. D'un autre côté, les Études d'Impacts

conduisent à utiliser l'approche *Site Specific* et principalement les modèles maillés. Les Systèmes d'Informations Géographiques (SIG) sont un exemple de modèle maillé construit selon l'approche *Site Specific* et sont généralement construits pour gérer de l'information en mode raster (*i.e.* maillé). Dans ce cas présent, il est possible de citer les modèles SWAT et TOPMODEL qui permettent de modéliser les écoulements d'eau à l'échelle des bassins versants. Par ailleurs, l'approche *Site Dependent* permet de combiner le paramétrage précis des conditions locales en conservant une analyse globale des impacts. En matière d'évaluation de l'acidification et de l'eutrophisation, les modèles RAINS ou encore EMEP permettent de paramétrer les conditions spatiales de l'environnement étudié à l'échelle de chaque maille élémentaire de 50 km x 50 km. L'utilisation de l'approche *Site Dependent*, dans le cas des modèles imbriqués, est illustrée par les modèles USES-LCA, USEtox ou encore CalTOX pour l'évaluation localisée de la toxicité.

Pour intégrer de manière pertinente certaines caractéristiques spatiales à l'évaluation des impacts locaux notamment l'atteinte à la santé humaine (ou toxicité) et les odeurs, il est nécessaire d'étudier précisément la construction de ces impacts et d'identifier les paramètres déterminants pour leur évaluation « localisée ».

II.1.3 Focus sur l'impact toxicité

La toxicité ou l'atteinte à la santé humaine est un enjeu prépondérant en matière de projet d'installation de traitement des déchets ménagers et notamment lorsqu'il s'agit d'une usine d'incinération. En effet, historiquement, ces installations ont défrayé la chronique en France, dans les années 90, au sujet des émissions importantes de dioxines et furanes, substances fortement toxiques. Dès lors, l'inconscient collectif associe encore la cheminée d'un incinérateur à l'émanation de substances hautement toxiques portant atteinte irrémédiablement à la santé des riverains (Figure II.4).



Figure II.4 : Exemple d'image utilisée par les opposants aux projets d'incinérateurs des déchets ménagers (CANALBLOG, 2008)

Par ailleurs, cet enjeu a également été identifié comme prépondérant dans les processus décisionnels concernant la gestion des déchets lors d'un travail de thèse visant à coupler les résultats d'ACV avec une méthode de monétarisation pour déterminer les consentements à payer des individus en matière d'impacts environnementaux liés aux installations de traitement des déchets (MOLLARET, 2012). Le consentement à payer est un concept économique permettant de traduire les préférences individuelles qui peuvent être exprimées lors d'un arbitrage entre plusieurs alternatives. Parmi trois enjeux évalués par MOLLARET (la toxicité, l'épuisement des ressources et le changement climatique), la toxicité est l'enjeu pour lequel la population exprime le plus fort consentement à payer.

Le terme « toxicité » désigne la capacité d'une substance à provoquer des effets néfastes sur la santé des êtres humains. L'évaluation de cet impact au moyen de l'ACV est jugée non satisfaisante au regard de la dépendance de l'occurrence et de l'intensité de l'impact aux caractéristiques locales de l'environnement impacté et de la non intégration de ces caractéristiques spatiales à l'évaluation (BOIZE, BORIE, *et al.*, 2008).

II.1.3.1 Définitions

La toxicologie est la science permettant de déterminer les effets néfastes potentiels d'une substance sur la santé d'un être humain. Cette toxicité est fonction de la dose reçue par l'individu mais également des conditions d'exposition de l'individu à la substance. Ces deux éléments (dose et conditions d'exposition) sont dépendants des caractéristiques des compartiments récepteurs (milieu dans lesquels la substance est émise et dans lesquels elle est diffusée).

- La toxicologie : science de la toxicité

La toxicologie est également appelée « la science des poisons », ce qui signifie qu'elle étudie les effets néfastes d'une substance chimique sur les organismes vivants. Une substance est dite toxique lorsque sa pénétration dans l'organisme, quelles que soient la voie d'introduction et les modalités de l'exposition (dose répétée ou dose unique), provoque immédiatement ou à long terme, de façon passagère ou durable, des troubles d'une ou plusieurs fonctions de l'organisme pouvant aller jusqu'à l'arrêt complet de ses fonctions et entraîner la mort de l'être vivant.

La toxicité d'une substance est souvent expliquée par la phrase suivante « *Dosis sola facit venenum* » (PARACELSE (POL, 2002)), ce qui signifie : « c'est la dose qui fait le poison ». En effet, l'exposition d'un être humain à une substance ne se révèle pas toujours être toxique pour son organisme, le tout étant une question de dose.

- Notion de dose

La réponse toxique d'une substance est fonction de la dose (quantité de substance en contact avec l'Homme ou quantité de substance qui a pénétré dans l'organisme). Toutes les substances n'ont pas le même pouvoir toxique. Pour certaines substances, même à très fortes doses, la toxicité est faible, comme le sel par exemple. Pour d'autres, une très faible dose présente une forte toxicité, comme le curare. Actuellement, il est possible de distinguer deux types de substances toxiques : les substances toxiques à seuil d'effet et les substances toxiques sans seuil d'effet :

- › Les substances toxiques à seuil d'effet : regroupent les substances qui provoquent, au-delà d'une certaine dose, des dommages dont la gravité est, en première approximation, au-moins proportionnelle à la dose absorbée. Les effets toxiques n'apparaissent qu'à partir du moment où une certaine dose est atteinte. Cette dose est identifiée par les études toxicologiques et est appelée dose sans effet nocif observable (DSENO) (ou *No-Observable Adverse Effect Level* : NOAEL) ;
- › Les substances toxiques sans seuil d'effet : regroupent les substances pour lesquelles la pénétration d'une seule molécule suffit à provoquer des effets néfastes. Ce qui signifie que ces substances provoquent des lésions dans l'ADN, qui peuvent ensuite entraîner des mutations génétiques. Ces substances peuvent montrer des effets cancérogènes et reprotoxiques (qui provoquent des effets sur les cellules et organes reproducteurs).

Les effets provoqués par l'exposition à une substance dépendent non seulement de la dose mais également des voies d'exposition par lesquelles la substance pénètre dans l'organisme.

- Les voies d'exposition

Pour qu'un effet toxique se manifeste, l'organisme doit être exposé à une substance toxique. Lors de la pénétration dans l'organisme, la substance toxique peut avoir un effet local, c'est-à-dire agir au point de contact, ou un effet systémique, pénétrer et se diffuser dans l'organisme. Les principales voies d'exposition à une substance sont l'inhalation (voie respiratoire), le

contact par la peau (voie cutanée) et l'ingestion (voie digestive). Dans le cadre de ce travail de thèse, seule la toxicité chronique et non accidentelle est étudiée.

- › La voie respiratoire

La voie respiratoire est la principale voie d'absorption des substances toxiques, qu'il s'agisse de particules solides ou liquides, de gaz ou de vapeurs en suspension. En fonction de leur taille, les particules pénètrent plus ou moins profondément dans l'organisme.

- › La voie cutanée

La peau est une barrière étanche qui recouvre une majeure partie de la surface du corps. Cependant, cette barrière n'offre pas une protection complète, surtout vis-à-vis de certains produits chimiques, et présente certaines failles telles que les pores ou encore la base des poils.

- › La voie digestive

Cette troisième voie est moins fréquente pour différentes raisons. Dans le cas des doses importantes cette voie est souvent accidentelle. L'alimentation peut, quant à elle, entraîner l'ingestion de micro-doses de substances toxiques.

Pour conclure, la substance toxique peut également s'introduire dans l'organisme par plusieurs voies d'absorption. Il est généralement admis que plus les voies d'exposition d'une substance sont nombreuses plus les effets toxiques risquent d'être graves. La gravité de ces effets dépend de la vitesse avec laquelle la substance atteint le système sanguin et le système nerveux. Tous ces paramètres sont conditionnés par les propriétés physico-chimiques de la substance et particulièrement ses particularités toxiques.

- Les types de toxicité

Il existe trois types de toxicité qui dépendent essentiellement des modalités d'exposition de l'individu à une substance toxique :

- › La toxicité aiguë : qui correspond à une exposition et une absorption massives de la substance en un intervalle de temps très court ;
- › La toxicité subchronique ou subaiguë : qui correspond à une exposition et une absorption réparties sur plusieurs mois (trois mois au minimum) à une faible dose de substance toxique. La principale différence entre ces deux notions de toxicité réside dans la dose à laquelle les individus sont exposés (plus importante dans le cas de la toxicité subaiguë) ;
- › La toxicité à long terme (chronique) : correspond à une longue exposition à de faibles doses de substance.

Les effets toxiques d'une substance peuvent être modifiés en fonction de l'environnement dans lequel se trouve l'individu. En conséquence, différents types d'effets entre les substances émises peuvent être observés (BOUNIAS, 1999) et (LANDRY, 2012) :

- › Effet de synergie :
 - Synergie additive : l'effet des deux substances prises ensemble correspond à la somme des effets de chacune d'entre elles prises séparément ;
 - Synergie potentialisatrice : l'effet des deux substances prises ensemble est supérieur à la somme des effets de chacune d'entre elles prises séparément ;
- › Effet d'antagonisme : l'effet de chacune de substances diminue ou annule l'effet de l'autre.

Certains effets ne sont pas permanents et sont même réversibles dès lors que l'exposition à la substance cesse. Pour les substances très toxiques, même si l'exposition est stoppée, beaucoup d'effets sont permanents.

II.1.3.2 Modalités et limites de l'évaluation de la toxicité en ACV

Via l'ACV, le calcul de l'impact toxicité est au cœur d'un certain nombre de dissensions au sein de la communauté des praticiens (MOLANDER, LIDHOLM, *et al.*, 2004), (PENNINGTON, 2004) et (MCKONE, KYLE, *et al.*, 2006). Cette tension s'explique par des éléments relatifs à l'évolution de la méthodologie, de ses domaines d'application et de ses finalités d'utilisation. Au regard du focus souhaité, dans le cadre de cette thèse, sur la source d'émission et sur l'évaluation de l'impact à proximité de cette source, l'utilisation d'un modèle imbriqué apparaît plus pertinente pour répondre à la problématique d'évaluation des impacts locaux de la gestion des déchets ménagers tels que la toxicité et les odeurs (Figure II.3). Les différentes approches explicitées précédemment permettent de modéliser l'impact environnemental et différents modèles d'évaluation propres à chaque catégorie d'impact aboutissant à des méthodes dites de caractérisation sont apparus. Deux générations de méthodes se sont alors succédées.

II.1.3.2.1 Méthodes de caractérisation dites de première génération

Une première génération de méthodes propose d'évaluer des potentiels toxiques pour comparer les substances entre elles telles que CML ou encore EDIP 1997. Ces méthodes fournissent des facteurs de caractérisation faisant référence aux potentiels toxiques des substances. Ces potentiels toxiques estiment le risque toxique cumulé (pour plusieurs voies d'exposition) associé à l'émission d'une substance dans l'environnement. Ils sont utilisés pour déterminer la contribution relative d'une substance à la catégorie d'impact toxicité par rapport à une substance de référence (GUINEE, GORREE, *et al.*, 2001). L'« équivalent substance de référence » constitue une représentation quantitative de l'impact toxique de la substance émise (HUIJBREGTS, LUNDI, *et al.*, 2003) et (JOLLIET, MARGNI, *et al.*, 2003). Les méthodes de caractérisation fournissent un facteur de caractérisation (ou un potentiel toxique) exprimé en kg de substance de référence par kg de substance émis. Classiquement, la substance de référence

choisie pour la toxicité est le 1,4 dichlorobenzène (DCB). Le 1,4 DCB ou le paradichlorobenzène est une substance chimique qui est utilisée couramment comme insecticide (notamment comme antimitose) et comme désodorisant. Selon le Système Général Harmonisé (SGH ou *Globally Harmonised System of Classification and Labelling of Chemicals*), système international d'étiquetage des matières dangereuses, cette substance est reconnue comme étant sensibilisante (allergène), mutagène, cancérigène et reprotoxique pour l'Homme. Cette substance est également néfaste pour l'environnement, notamment pour les milieux aquatiques. La méthode de caractérisation CML calcule un facteur de caractérisation de la toxicité pour quelques neuf cents substances. Le 1,4 DCB se situe dans le premier tiers des substances les moins toxiques d'après la méthode de caractérisation CML. À titre d'information, les facteurs de caractérisation maximums et minimums sont donnés par le Tableau II.2.

Tableau II.2 : Facteurs de caractérisation pour la méthode de caractérisation CML

Facteurs de caractérisation	Substances
$2 \cdot 10^9$ kg équivalent 1,4 DCB/kg	Dioxines non spécifiées
1 kg équivalent 1,4 DCB/kg	1,4 DCB
$1 \cdot 10^{-7}$ kg équivalent 1,4DCB/kg	Anhydride phtalique

La plupart des méthodes de caractérisation dites de première génération sont des méthodes construites selon l'approche *Site Generic*. Comme expliqué dans la Figure II.3, les modèles construits selon cette approche sont généralement des modèles globaux qui n'intègrent pas ou peu les caractéristiques spatiales à l'évaluation. Dans le cas de l'étude de quelques uns de ces modèles, il est nécessaire de moduler ce constat en ajoutant que certains paramètres spatiaux sont intégrés mais leur nombre s'avère être très faible. Parmi les paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation, il est possible de citer le compartiment environnemental de l'émission (air, eau et sol), la modélisation grossière d'échelles spatiales régionale, continentale et globale (reflétant grossièrement les zones climatiques arctique, tempérée et tropicale respectivement de l'hémisphère nord) ou encore la température moyenne (intervenant dans les phénomènes de dégradation, d'élimination et de transfert de la substance) (Tableau II.3).

Tableau II.3 : Évaluation de la toxicité par les méthodes de caractérisation dites de première génération

Méthode de caractérisation	Modèle utilisé	Paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation (liste non exhaustive)	Remarques
CML (GUINÉE, GORRÉE, <i>et al.</i> , 2001)	USES 1.0 et USES 2.0	<ul style="list-style-type: none"> - Dimensions des compartiments environnementaux - pH moyen des compartiments - Teneur en eau dans les racines des plantes - Densité de population moyenne - Taux de (bio) dégradation et d'élimination moyens (issus de la littérature) - Facteurs de bio transfert issus de la littérature - Extrapolation des seuils d'effet (LOAEL et NOAEL) 	
EDIP 1997 (DREYER, NIEMANN, <i>et al.</i> , 2003)	Méthode des volumes critiques	<ul style="list-style-type: none"> - Estimation simplifiée de la distribution dans l'environnement basée sur les propriétés inhérentes des substances - Estimation de la concentration sans effet 	Informations très peu disponibles en libre accès

Les deux principales méthodes de caractérisation construites à partir de modèles d'évaluation globaux sont les méthodes CML et EDIP 1997. Les dernières mises à jour de la méthode de caractérisation CML sont construites selon un nouveau modèle d'évaluation, le modèle USES, (construction basée sur les modèles EUSES (famille de modèles utilisés pour l'évaluation du risque dans l'Union Européenne)) et est un modèle d'évaluation imbriqué. Adapté à l'ACV, le nom du modèle est devenu USES-LCA. Les outils d'évaluation de risque sont utilisés pour évaluer le risque des substances chimiques spécifiques pour lesquelles le caractère dangereux pour les humains ou pour l'environnement est admis (OLSEN, CHRISTENSEN, *et al.*, 2001).

La méthode de caractérisation EDIP 1997 est construite selon le modèle d'évaluation des volumes critiques. Dans ce cas, il s'agit de déterminer si la concentration de substance polluante dans un environnement est supérieure à la concentration sans effet (*No Effect Level NEL*) (OLSEN, CHRISTENSEN, *et al.*, 2001). La méthode des volumes critiques a été développée dans les années 80 en Suisse et a longtemps été utilisée comme une méthode de référence en matière de méthode d'évaluation des impacts. Cette méthode a été développée pour l'évaluation environnementale de matériaux d'emballages et fait appel à la notion de volume critique qui se définit par le volume d'air (ou d'eau) nécessaire pour diluer la quantité de substance polluante et atteindre les limites fixées par la réglementation en vigueur. Pour les consommations

énergétiques, cette méthode utilise un facteur d'équivalence permettant d'additionner les énergies d'origine thermique et électrique. Actuellement, cette méthode est de moins en moins utilisée dans le cadre des ACV, où sa crédibilité scientifique est remise en question (seuils de tolérance déterminés à partir de connaissances environnementales mais souvent au regard de seuils réglementaires déjà définis). Au regard des méthodes de caractérisation actuelles, il est aisé de comprendre que l'évaluation environnementale fournie par la méthode des volumes critiques présente un degré de finesse très grossier et insuffisant (AISSANI, 2008).

Pour la plupart de ces modèles d'évaluation globaux, il est généralement admis que les valeurs obtenues pour les différents paramètres calculés (dispersion, dégradation) sont des estimations plus ou moins grossières liées au manque de considération fine de paramètres spatiaux et de phénomènes (devenir de la substance dans l'environnement) intégrés à l'évaluation.

II.1.3.2.2 Méthodes de caractérisation dites de seconde génération

Une deuxième génération de méthodes a vu le jour dès le début des années 2000 montrant des velléités plus grandes d'intégration de caractéristiques spatiales. Il est possible de citer les méthodes de caractérisation « classiques », c'est-à-dire évaluant une multitude d'impacts tels qu'Eco-indicator 99, IMPACT 2002+, EDIP 2003 mais aussi l'existence de méthodes de caractérisation dédiées à l'évaluation d'une seule catégorie d'impact et notamment la toxicité telles que CalTOX ou encore USEtox.

Ces méthodes de caractérisation de seconde génération tentent de traduire l'ensemble de la chaîne de cause à effet d'un impact (Figure II.1) en modélisant les impacts environnementaux *via* la prise en compte du devenir de la substance, de l'exposition, de l'effet et du dommage engendrés par la substance. Actuellement, la quantification du devenir de la substance est déterminée à partir de modèles initialement utilisés dans les évaluations de risques à l'échelle régionale.

II.1.3.2.2.1 Méthodes de caractérisation classiques

Un amalgame est souvent fait entre les méthodes de seconde génération et les méthodes *endpoint*. En étudiant différentes méthodes de caractérisation dites de seconde génération, il est possible de s'apercevoir que le positionnement de chacune de ces méthodes selon la modélisation de la chaîne de cause à effet n'est pas analogue et oscille entre *midpoint* et *endpoint* (Figure I.12), ce qui est le cas, par exemple, pour les méthodes IMPACT 2002+ et ReCiPe 2008 (Figure II.5).

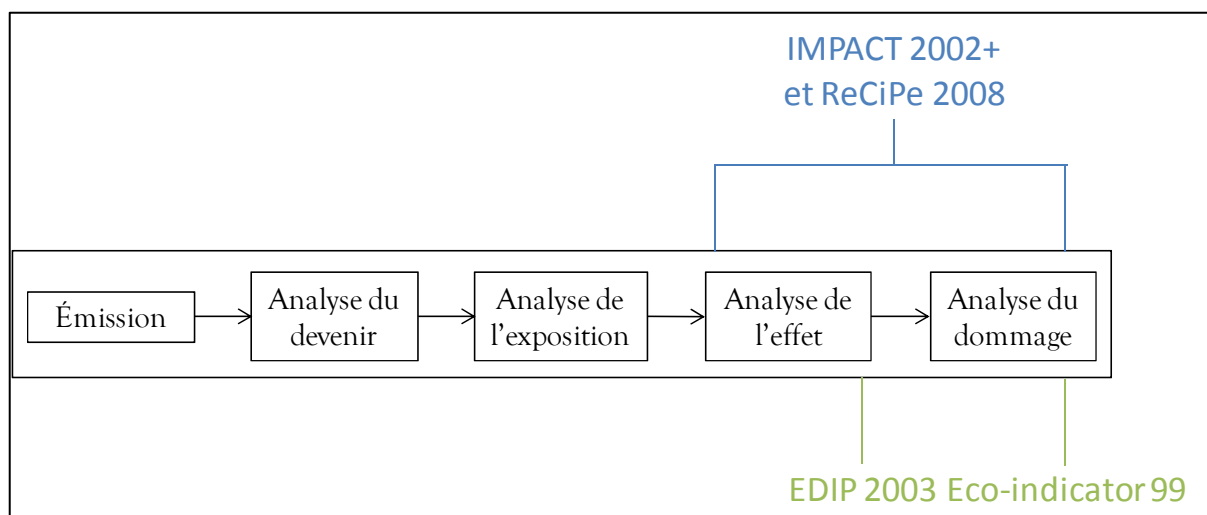


Figure II.5 : Positionnement des méthodes endpoint selon la chaîne de cause à effet d'un impact

Les principaux arguments qui font de ces méthodes de caractérisation des méthodes *endpoint* sont la modélisation de l'analyse du dommage (Eco-indicator 99, IMPACT 2002+ et ReCiPe 2008) mais également les unités utilisées pour exprimer les résultats de l'impact (en fonction des méthodes, les résultats sont situés entre l'effet (EDIP 2003) et le dommage (Eco-indicator 99)).

Les méthodes de caractérisation Eco-indicator 99, IMPACT 2002+, EDIP 2003 et ReCiPe 2008 sont des méthodes de caractérisation dites de seconde génération. Ces différentes méthodes de caractérisation se veulent être des méthodes intégrant la notion de différenciation spatiale à leur évaluation. Comme le montre le Tableau II.4, un grand nombre de paramètres spatiaux sont intégrés à l'évaluation des impacts environnementaux.

Tableau II.4 : Évaluation de la toxicité par les méthodes de caractérisation classiques dites de seconde génération

Méthodes de caractérisation	Indicateurs évalués	Modèles utilisés	Paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation (liste non exhaustive)
Eco-indicator 99 (GOEDKOOOP et SPRIENSMA, 2001)	Dommages sur la santé humaine : - Impacts cancérogènes - Impacts respiratoires liés aux substances inorganiques - Changement climatique - Déplétion de la couche d'ozone - Impacts liés aux radiations ionisantes	Pour le devenir : EUSES (pour les organiques)	Superficie du territoire Nombre d'habitants Fraction d'habitations reliées au système d'égouts Débit d'eau utilisé par jour et par habitant Vitesse du vent Temps de résidence dans l'air et dans l'eau Vitesse de dépôt des aérosols Efficacité de la collecte des aérosols Précipitations quotidiennes moyennes Profondeur des eaux Fraction d'échange Concentration en matière en suspension Concentration des biotes (ensemble des plantes, micro-organismes, animaux et êtres vivants constituant un milieu biotique) Fraction d'eau infiltrée Vitesse de sédimentation Production de matière en suspension Taux de sédimentation Taux d'érosion du sol Fraction d'eau s'infiltrant dans le sol
		Pour l'exposition : EUSES et valeurs épidémiologiques	Concentration d'effet probable (PEC) en fonction des conditions d'exposition
		Pour l'effet : concept d'unité de risque	Estimation de la relation entre la dose et la réponse à partir de la densité de population et donc du nombre de personnes exposées
		Pour le dommage : concept des DALY	Quantifier les dommages sur la santé humaine dans une unité commune en fonction du nombre de personnes affectées
		Effets respiratoires (provoqués par les inorganiques) : Devenir : hypothèses de temps	Facteurs du devenir déterminés pour des conditions européennes (44 régions européennes modélisées) : - Dimension du territoire

Méthodes de caractérisation	Indicateurs évalués	Modèles utilisés	Paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation (liste non exhaustive)
		de résidence et de dilution et modèles de déposition atmosphériques et observations empiriques (modèle EMEP)	<ul style="list-style-type: none"> - Teneurs en SO₂, NO, NO₂, NH₃ - Prise en compte de la concentration bruit de fond - Transformations chimiques des substances - Données météorologiques - Sensibilité du milieu
		Effets : approche épidémiologique	Estimation de la relation entre la dose et la réponse à partir de la densité de population et donc du nombre de personnes exposées à partir : <ul style="list-style-type: none"> - De la concentration bruit de fond - De la densité de population du territoire - Des admissions hospitalières quotidiennes pour des problèmes respiratoires
IMPACT 2002+ (JOLLIET, MARGNI, <i>et al.</i> , 2003) (PENNINGTON, MARGNI, <i>et al.</i> , 2005) (HUMBERT, MARGNI, <i>et al.</i> , 2005)	Dommages sur la santé humaine : <ul style="list-style-type: none"> - Toxicité, - Effets respiratoires - Radiations ionisantes - Déplétion de la couche d'ozone - Oxydation photochimique 	Devenir, exposition et effet (pour les organiques) : modèle Impact 2002 Modèle paramétré pour l'Europe de l'Ouest	Devenir : <ul style="list-style-type: none"> - Température - Fraction d'eau contenue dans la végétation - Fraction volumique d'eau, d'air et de solides - Profondeur des compartiments - Zone racinaire - Fraction de sol couverte par la végétation - pH de l'eau - Densité des sédiments - Fraction de carbone organique dans la phase solide en suspension Exposition : <ul style="list-style-type: none"> - Densité de population - Production annuelle de fruits, légumes, viande, œufs,... - Population de poissons - Extraction et consommation de l'eau potable - Facteurs de bio-transfert et de bio-accumulation (facteurs de transfert de pollution entre différents milieux et différentes espèces)

Méthodes de caractérisation	Indicateurs évalués	Modèles utilisés	Paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation (liste non exhaustive)
			<ul style="list-style-type: none"> - Alimentation des élevages - Teneur en matière grasse de la viande
		Effets respiratoires (inorganiques) : basés sur les calculs d'Eco-indicator 99 calculés à partir d'études épidémiologiques (calculés pour le compartiment air uniquement)	Facteurs du devenir déterminés pour des conditions européennes (44 régions européennes modélisées) : <ul style="list-style-type: none"> - Dimension du territoire - Teneurs en SO₂, NO, NO₂, NH₃ - Prise en compte de la concentration bruit de fond - Transformations chimiques des substances - Données météorologiques - Sensibilité du milieu
EDIP 2003 (POTTING et HAUSCHILD, 2003)	Toxicité	Devenir : USES-LCA et CalTOX (avec WMI) Exposition : modèle OPS (modèle limité aux Pays-Bas)	Paramètres liés au devenir et à l'exposition (pas de distinction très nette entre le devenir et l'exposition) <ul style="list-style-type: none"> - Distance à la source - Dégradation de la substance en fonction de la distance (dépôt et transformations) - Vitesse du vent - Précipitations - Heures d'ensoleillement - Densité de population - Hauteur de la source
		Effet : études épidémiologiques et introduction de la notion de dépassement de seuil d'effet	Estimation des concentrations bruit de fond à partir du modèle RAINS et prise en compte de la densité de population et des seuils d'effet Ces seuils d'effet comprennent le niveau de concentration dans l'air (source d'émission + concentration bruit de fond)

Méthodes de caractérisation	Indicateurs évalués	Modèles utilisés	Paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation (liste non exhaustive)
ReCiPe 2008 (GOEDKOOP, HEIJUNGS, et al., 2012b)	Dommages sur la santé humaine : toxicité	Devenir et exposition : modèle USES-LCA Adaptation du modèle Simplebox 3 pour une évaluation spécifique	Devenir et exposition : <ul style="list-style-type: none"> - Transport de la substance dans l'environnement - Variation de la concentration à l'équilibre Exposition : <ul style="list-style-type: none"> - Compartiment d'émission
		Dommages sur la santé liés à la formation de particules (PM10) et d'ozone Devenir : <ul style="list-style-type: none"> - Particules : modèle EUTREND - Ozone : modèle LOTUS-EUROS 	Particules : <ul style="list-style-type: none"> - Concentration moyenne de polluant, - Nombre d'habitants Ozone : dépend de la présence de précurseurs et de facteurs météorologiques : utilisation modèle dynamique
		Effet : pas de seuil d'effet pris en compte (pas de concentration maximale sans effet) : lien entre les changements de dose ingérée et la morbidité imputable : concept du risque relatif	Utilisation du concept de DALY à partir : <ul style="list-style-type: none"> - De la population totale

Les modèles cités dans le Tableau II.4 prennent en compte un grand nombre de paramètres tels que la température, la précipitation, la vitesse du vent. Cependant, l'omission de certaines informations telles que l'absence d'un compartiment « mer » ou encore l'utilisation de données par défaut dans la détermination de ces potentiels toxiques pose question quant à la pertinence de ces modèles (HUIJBREGTS, THISSEN, *et al.*, 2000). Ces méthodes se focalisent principalement sur l'intégration de la différenciation spatiale à travers l'ensemble de la chaîne de cause à effet dans le but de mieux appréhender l'effet des substances. La construction de ces modèles est relativement similaire (même schéma de construction) et certains modèles alimentent des bases de données d'autres modèles (par exemple, le modèle USES-LCA est utilisé dans les méthodes de caractérisation EDIP 2003 et ReCiPe 2008).

II.1.3.2.2 Méthodes de caractérisation dédiées à l'évaluation de la toxicité

Certaines méthodes de caractérisation dites de seconde génération sont dédiées à l'évaluation de la toxicité et de l'écotoxicité telles que CalTOX, USEtox et OMNIITOX.

Le modèle CalTOX est un modèle développé initialement pour l'analyse des risques dans le milieu des années 90 par le Département Californien du Contrôle des Substances Toxiques. CalTOX intègre trois composantes : un modèle de transport inter-milieux et de transformation, des modèles de scénarios d'exposition et un modèle permettant de quantifier et de réduire l'incertitude liée aux modèles d'exposition.

Le modèle USEtox est un modèle conçu en 2008 permettant de calculer un facteur de caractérisation pour la toxicité et l'écotoxicité. Il est issu d'un consensus scientifique basé sur les modèles de caractérisation existants : CalTOX, IMPACT 2003+, USES-LCA et EDIP97 et les recommandations des groupes de travail en place (ROSENBAUM, BACHMANN, *et al.*, 2008). Actuellement, le modèle USEtox illustre la pratique recommandée en matière d'évaluation comparative de la toxicité (ROSENBAUM, HUIJBREGTS, *et al.*, 2011). Construit selon l'approche *Site Dependent*, USEtox modélise l'analyse du devenir, de l'exposition et de l'effet à partir de certains paramètres spatiaux.

La méthode de caractérisation OMNIITOX n'est pas détaillée dans cet inventaire car c'est une méthode de caractérisation particulière. En effet, les modèles de devenir et d'exposition utilisés sont identiques aux méthodes de caractérisation classiques telles que CML ou encore EDIP 97. Par contre, cette méthode présente l'avantage de fournir des facteurs de caractérisation pour un large éventail de substances en prenant en compte la disponibilité des données et la qualité de ces dernières (à partir d'analyses statistiques) (PENNINGTON, 2004) (GUINEE, DE KONING, *et al.*, 2004). Le projet de recherche OMNIITOX a participé à l'élaboration de la réglementation européenne REACH (*Registration Evaluation and Authorisation of Chemicals*) qui recense les modalités d'enregistrement, d'évaluation, d'autorisation des substances chimiques ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REGLEMENT COMMISSION EUROPEENNE N°1907/2006, 2006).

Ces méthodes de caractérisation dédiées à l'évaluation de la toxicité sont des méthodes utilisées dans l'ACV mais également dans l'évaluation des risques toxiques. Les périmètres de ces deux approches (ACV et risques) diffèrent (point de départ de l'évaluation, unité de comparaison, échelle considérée) mais présentent cependant des perspectives complémentaires en matière d'évaluation : estimation de la probabilité d'effet et volonté de la réduire, outils d'aide à la décision (MOLANDER, LIDHOLM, *et al.*, 2004) (FLEMSTRÖM, CARLSON, *et al.*, 2004). Ces modèles prennent en compte un certain nombre de paramètres spatiaux pour l'évaluation des impacts toxiques (Tableau II.5). Dans le cadre de l'analyse de ces méthodes de caractérisation dédiées à la toxicité, un raisonnement différent a été suivi pour la construction du tableau répertoriant les paramètres spatiaux utilisés : pas de distinction entre les phases de devenir, exposition et effet car ces trois analyses sont effectuées par un modèle unique qui est la méthode de caractérisation elle-même.

Tableau II.5 : Évaluation de la toxicité par les méthodes de caractérisation dites de seconde génération dédiées à l'évaluation de la toxicité uniquement

Méthodes de caractérisation	Type de modèle	Paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation (liste non exhaustive)
CalTOX (THE UNIVERSITY OF CALIFORNIA, 1994)	Imbriqué (devenir, exposition et effet)	Données météorologiques : <ul style="list-style-type: none"> - Vitesse moyenne du vent - Vitesses de dépôt, - Température, - Profondeur des couches en mélange Données hydrologiques : <ul style="list-style-type: none"> - Taux de précipitations annuel - Ruissellement - Infiltration du sol - Recharge des eaux souterraines - Profondeur des eaux de surface - Charge des sédiments Données relatives aux sols : <ul style="list-style-type: none"> - Densité - Porosité - Teneur en eau - Taux d'érosion - Profondeur de la zone racinaire
USEtox (ROSENBAUM, MARGNI, <i>et al.</i> , 2007) et (ROSENBAUM, BACHMANN, <i>et al.</i> , 2008)	Imbriqué (devenir, exposition et effet)	<ul style="list-style-type: none"> - Dimensions des compartiments, - Hauteur des compartiments - Fraction des différents types de sols - Température - Vitesse du vent - Taux de précipitations - Profondeur de l'eau douce - Échanges d'eau entre les boîtes et compartiments environnementaux - Fraction de ruissellement - Fraction d'infiltration

Méthodes de caractérisation	Type de modèle	Paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation (liste non exhaustive)
		<ul style="list-style-type: none"> - Érosion du sol, - Densité des sédiments - Profondeur des différents types de sols - Coefficient de partage eau/matière en suspension - Coefficient de partage carbone organique/eau - Facteur de bioconcentration pour les poissons dans l'eau douce - Coefficient de partage sol/eau dans les sols agricoles

Ces modèles d'évaluation dédiés à la toxicité et à l'écotoxicité permettent de réaliser l'analyse du devenir, de l'exposition et de l'effet à partir de données météorologiques telles que la vitesse du vent ou la température, de données hydrologiques telles que le taux de précipitations ou le taux d'infiltration, et des données relatives au sol telles que la profondeur du sol ou les coefficients de partage sol/eau (Tableau II.5). Ces modèles dédiés intègrent un plus grand nombre d'informations spatiales (et surtout plus précises) que les modèles utilisés au sein des méthodes de caractérisation classiques. Ces informations spatiales intégrées à l'évaluation et particulièrement lors de l'évaluation du devenir de la substance permettent de mieux modéliser les phénomènes de dégradation, élimination et transfert que subit la substance.

Les modèles classiques et dédiés représentent une simplification de la réalité mais leur degré de finesse diffère ; les modèles dédiés pouvant se permettre d'être plus fins quant aux paramètres spatiaux qu'ils prennent en compte. Malgré le développement et l'évolution des méthodes de caractérisation et leurs modèles, une limite forte à une évaluation plus fine de la toxicité subsiste et réside dans la formule même de calcul de l'impact (TUKKER, 1998).

II.1.3.2.3 Limite de la formule de calcul de l'impact toxicité au sein de l'ACV

D'après les définitions exposées au début de cette section, il est possible de résumer certains éléments prépondérants relatifs à la toxicité. En effet, la capacité d'une substance à être toxique pour un être humain est fonction de la dose reçue par l'individu mais également des conditions d'exposition de l'individu à la substance. Ces deux paramètres (dose et conditions d'exposition) sont dépendants des caractéristiques des compartiments récepteurs (milieux dans lesquels la substance est émise et dans lesquels elle est diffusée). Enfin, l'exposition d'un être humain à une substance ne se révèle pas toujours être toxique pour l'organisme, le tout étant une question de dose. Or, dans la modélisation de l'impact toxicité au moyen de l'approche *Site Generic*, une hypothèse simplificatrice est admise. Cette hypothèse suppose l'existence d'une relation proportionnelle entre l'intensité de l'impact et la masse émise ou prélevée de la substance. En effet, le calcul de l'impact environnemental en ACV est le produit de deux paramètres : la masse de substance émise ou prélevée et le facteur de caractérisation. D'après l'Équation I.1, l'impact est directement proportionnel à la masse de substance émise via le facteur de caractérisation. Cette hypothèse est renforcée par la non prise en compte des paramètres spatiaux liés à la source d'émission et à l'environnement impacté (Figure II.2) et (Équation I.1). Il s'agit là d'une hypothèse qui remet en cause la potentialité de non apparition de l'impact au regard de la combinaison de l'existence d'un effet seuil et des modalités d'exposition non favorables (POTTING et HAUSCHILD, 1997a) et (AISSANI, 2008). Ces éléments de discussion sont à nuancer au regard de la présence du facteur de caractérisation dans le calcul. En effet, le facteur de caractérisation vise à intégrer et à traduire la tendance d'une substance à provoquer potentiellement des impacts et représente, de ce fait, un facteur de pondération des substances. Le calcul de l'impact sous cette forme a alors pour but la

comparaison de la contribution potentielle des substances entre elles pour un même impact et non la quantification à proprement parler d'un impact.

En considérant une relation de proportionnalité entre le facteur de caractérisation et la masse de la substance, le praticien néglige l'existence possible de paliers d'effets et le fait qu'il existe une gamme de concentrations pour laquelle aucun effet n'est observé. D'après une courbe dose-réponse théorique des effets toxiques d'une substance, il est possible d'identifier trois zones distinctes (Figure II.6) :

- La zone A correspond à l'augmentation de la concentration environnementale. Cette concentration environnementale se situe en deçà de la concentration maximale sans effet néfaste observable (NOAEL) ;
- La zone B représente la concentration environnementale supérieure au seuil d'effet et où les différentes sources d'émission augmentent significativement l'impact ;
- La zone C correspond à la concentration où l'effet a atteint son maximum, 100% de la population testée ayant montré l'effet attendu.

Dans chacune des trois zones, la forme de la courbe est linéarisée afin d'estimer la réponse d'un organisme en fonction d'une certaine concentration ou dose.

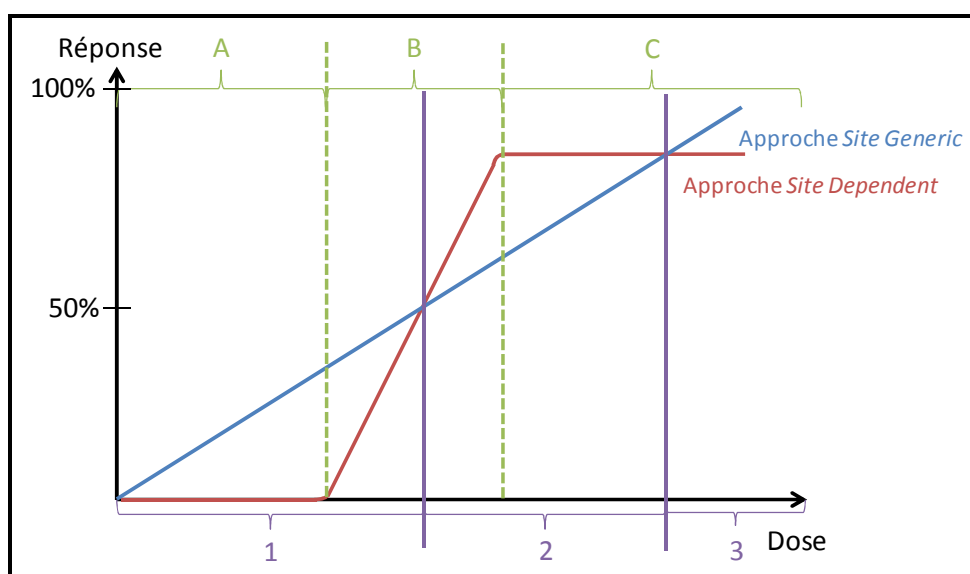


Figure II.6 : Courbe dose-réponse selon les approches Site Generic et Site Dependent (POTTING et HAUSCHILD, 1997b) et (AISSANI, 2008)

La non intégration des caractéristiques spatiales entraîne également une problématique de surestimation ou de sous-estimation des réponses toxiques. Sur la Figure II.6, il est également possible d'identifier trois zones distinctes de sur ou de sous estimations (AISSANI, 2008) :

- La zone 1 : l'impact toxique calculé par l'approche Site Generic surestime l'impact calculé en utilisant l'approche Site Dependent théorique qui est plus près du calcul de l'impact réel ;
- La zone 2 : l'impact toxique est cette fois sous-estimé par l'approche Site Generic ;

- La zone 3 : l'impact toxique est à nouveau surestimé par rapport à celui calculé en utilisant l'approche *Site Dependent* théorique.

II.1.3.2.4 Confrontation entre approche risque et ACV

Actuellement, il existe différentes approches permettant de déterminer et de quantifier l'impact toxicité : l'ACV et l'évaluation des risques (ER) (ou encore *Risk Assessment*) :

- L'objectif de l'ER est d'estimer la probabilité et la gravité des dommages associés à un produit, un procédé ou à une activité ;
- L'objectif de l'ACV est d'évaluer les impacts environnementaux associés d'un système (produit, procédé ou service) au regard de l'unité fonctionnelle définie.

L'ER est apparue aux Etats-Unis dans les années 70 afin de répondre aux préoccupations relatives à la santé humaine et particulièrement aux risques de cancers. Depuis, l'ER a été adoptée par un grand nombre d'organisations gouvernementales telles que l'Union Européenne ou encore l'Organisation de Coopération et de Développement Économique (OCDE). Actuellement, l'ER peut regrouper différentes évaluations telles que l'Évaluation des Risques Environnementaux (ERE) (*Environmental/Ecological Risk Assessment*) ou encore l'Évaluation des Risques Sanitaires (ERS) (*Health/Human Risk Assessment*).

L'ACV et l'ER sont toutes les deux des approches flexibles qui permettent d'aider à la décision. Ces approches requièrent des données qui peuvent leur être communes et sont construites selon les mêmes concepts de l'analyse du devenir, de l'exposition et de l'effet des substances (FLEMSTRÖM, CARLSON, *et al.*, 2004). Ils recensent cependant, un certain nombre de différences (

Tableau II.6).

Tableau II.6 : Comparaison ACV et ER

Analyse du Cycle de Vie	Évaluation des risques
Évaluation relative	Évaluation absolue
Orientée produit	Orientée substance
Périmètre : cycle de vie entier	Périmètre : spécifique et site géographique limité
Construit selon l'approche <i>Site Generic</i> (ou <i>Site Dependent</i>)	Construit selon l'approche <i>Site Specific</i>
Non considération du seuil d'effet	Intégration du seuil d'effet
Évaluation d'un grand nombre de catégories d'impacts	Évaluation des risques sanitaires et des risques pour les écosystèmes
Émissions agrégées : pas de prédiction des impacts réels	Réalisme des impacts croissant en fonction des besoins (si risque avéré)
Résultats intégrés dans le temps et dans l'espace (localisation mondiale, échelle temporelle des impacts différente)	Résultats définis dans le temps et dans l'espace (localisation locale, étude précise de l'impact et comment il va se produire)

Le caractère relatif de l'ACV est lié à l'utilisation d'une unité fonctionnelle et son objectif de comparaison de systèmes selon cette unité fonctionnelle. Les impacts sont quantifiés au regard de cette unité fonctionnelle, ce qui permet de comparer différents produits ou systèmes. L'ER, quant à elle, tend à évaluer l'impact « absolu » d'une substance en estimant son occurrence au travers d'un grand nombre de données qu'elle intègre et au travers de leur caractère spécifique. L'ACV est orientée « système » tandis que l'approche ER est orientée « substance » : l'objet évalué est la substance. En termes de périmètre d'étude, l'ACV évalue les impacts environnementaux potentiels sur l'ensemble du cycle de vie du système en considérant toutes les étapes, même localisées dans une autre zone géographique alors que l'ER présente un périmètre d'évaluation beaucoup plus limité. Le caractère limité de l'ER est également valable en termes d'impacts environnementaux évalués puisque seules la toxicité et l'écotoxicité sont analysées. L'ACV propose un panel d'impacts plus important. Enfin, les résultats de l'ACV ne sont pas intégrés dans le temps et dans l'espace puisque l'information spatiale recueillie lors de l'étape d'inventaire est perdue lors de la caractérisation des impacts environnementaux. De plus, l'échelle spatiale et temporelle des impacts diffère d'un impact à l'autre. Pour l'ER, les impacts sont intégrés dans le temps et dans l'espace puisque l'évaluation se concentre sur un effet spécifique et examine les différents scénarios qui peuvent aboutir à cet effet (COWELL, FAIRMAN, *et al.*, 2002).

Depuis quelques années, la communauté scientifique de l'évaluation au sens large (praticiens de l'ACV et de l'ER) est le théâtre de dissensions en ce qui concerne l'utilisation de seuils d'effet ou non. En effet, l'impact toxicité déterminé par l'ACV n'intègre pas de seuil

d'effet à l'évaluation. La non intégration des seuils d'effet à l'évaluation permet de quantifier l'impact dès qu'une substance est émise, même si la concentration de la substance dans l'environnement est inférieure au seuil d'effet. Pour l'ER, l'impact toxicité est déterminé à partir des seuils d'effet afin de calculer un impact uniquement lorsque celui-ci est supérieur au seuil d'effet. Dans le cadre de l'ER, les divergences qui existent sont relatives au type de seuil d'effet intégré à l'évaluation : seuils de référence ou données toxicologiques :

- Seuils de référence : appelés également Valeurs Toxicologiques de Référence (VTR), elles sont basées sur une approche risque avec la mise en relation de la dose critique (NOAEL ou LOAEL) et de facteurs d'incertitudes permettant de définir un niveau d'exposition acceptable pour l'Homme. Les VTR sont établies par des instances internationales telles que l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) ou nationales telles qu'*US Environmental Protection Agency* ou encore l'Agence pour les substances toxiques et les maladies (ATSDR) et sont spécifiques à un effet, à une voie et à une durée d'exposition. Ces valeurs sont déterminées et utilisées principalement dans le milieu professionnel afin d'évaluer les risques auxquels sont soumis les salariés (valeurs d'exposition au travail) mais peuvent également être utilisées pour l'évaluation des risques sanitaires (BONVALLOT et DOR, 2002). Ces VTR sont déterminées à partir de données toxicologiques auxquelles des facteurs sont appliqués. L'utilisation de ces facteurs de sécurité suppose l'existence au sein de la population étudiée, d'une minorité plus sensible que la population moyenne. L'introduction de ces facteurs de sécurité suppose que les VTR sont inférieures aux seuils d'effets toxicologiques ;
- Données toxicologiques : il s'agit d'une mise en relation de la dose admise avec une valeur seuil, le plus souvent la DL50 ou la NOAEL. Ces valeurs seuils sont déterminées à partir d'études expérimentales réalisées pour la plupart sur des animaux et extrapolées à l'Homme par la suite. La DL50 représente la dose entraînant la mort de la moitié de la population analysée. Cette valeur est propre à chaque espèce, à la voie et à la durée d'exposition. La NOAEL représente la dose maximale pour laquelle aucun effet toxique n'est observé.

Depuis quelques années, les seuils d'effet ont été intégrés à certaines méthodes de caractérisation et l'évaluation de la réponse toxique en ACV est basée sur l'extrapolation de la concentration maximale sans effet (NOAEL). Cette extrapolation constitue de grosses incertitudes en ACV : manque de concordance entre les effets des différentes espèces (dissimulées au travers des modèles utilisés) et sensations de fausses certitudes. Pour les défenseurs de l'utilisation des seuils d'effet en ACV, la dose de référence (NOAEL, LD50) permet d'introduire un niveau de cohérence : point de départ de la courbe dose-réponse déterminé en fonction des effets observables (CRETZAZ, PENNINGTON, *et al.*, 2002) (Figure II.6).

Les praticiens de l'ACV défendent leurs positions en argumentant que l'hypothèse de linéarité de la relation dose-réponse est justifiée au regard de la somme des effets et de la comparaison des données entre elles (hypothèse de linéarité admise pour les deux scénarios

comparés). L'utilisation de la NOAEL entraîne la non considération des autres seuils d'effet et donc du reste de la courbe dose-réponse. De plus ce seuil d'effet (NOAEL) est déterminé dans des conditions expérimentales qui ne sont pas reproduites dans la réalité.

À la lumière de ces arguments, le parti pris de la communauté scientifique est de s'éloigner significativement d'une approche risque évaluant le niveau de risque en combinant deux termes : la réalisation potentielle (liée au devenir et aux caractéristiques intrinsèques de la substance) et la gravité (liée aux voies d'exposition et aux caractéristiques intrinsèques de la substance). Ce choix peut se justifier au regard de l'impossibilité de prédiction du risque du fait du peu de données disponibles et de l'objectif poursuivi : la comparaison de deux systèmes en évaluant de manière relative le potentiel impact toxique de différentes substances (PENNINGTON, CRETZ, *et al.*, 2002). L'écart en termes de résultats entre une approche risque et l'ACV est cependant, relativement important : détermination de la concentration maximale ou bien détermination du scénario le moins polluant. Ces différences en termes de résultats se confrontent aux connaissances produites par la toxicologie. Cette science ayant mis en évidence une relation sigmoïdale plus que linéaire des courbes dose-réponse (Figure II.2).

Au regard de l'ensemble de ces informations (pratiques actuelles en ACV, méthodes de caractérisation existantes, analyse de risques et données fournies par la toxicologie), l'évaluation de la toxicité en ACV peut être approchée par l'intégration de la différenciation spatiale. En s'appuyant sur la philosophie proposée par l'approche *Site Dependent*, un cadre conceptuel visant à intégrer de manière efficiente les paramètres spatiaux nécessaires à l'évaluation de la toxicité par l'ACV est proposé. Ces paramètres ont pour objectif d'identifier et de décrire de manière suffisante les conditions spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation dont l'impact toxique dépend fortement, et donc de travailler plus précisément sur la réalisation potentielle de l'impact. Cette prise en compte des conditions spatiales doit permettre également l'intégration des seuils d'effet afin de tendre vers une modélisation plus fine de la première partie de la courbe dose-réponse. La résolution de cette problématique est conditionnée par l'identification des caractéristiques spatiales nécessaires à chaque maillon de la chaîne de cause à effet.

Comme pour la toxicité et afin d'intégrer de manière pertinente certaines caractéristiques spatiales à l'évaluation des odeurs, il est nécessaire d'étudier la construction de cet impact et d'identifier les paramètres déterminants pour leur évaluation « localisée ».

II.1.4 Focus sur l'impact odeur

Dans le domaine de la gestion et du traitement des déchets ménagers, les nuisances olfactives suscitent de nombreuses plaintes et mécontentements de la part des riverains. Elles représentent le deuxième motif de plainte après le bruit (BONNEFOY, 2007). Même si le cadre de l'évaluation de ces nuisances est défini par les normes NF X43-103 et NF EN 13725 (AFNOR, 1996) et (AFNOR, 2003), les nuisances olfactives restent complexes à appréhender, à expliquer et surtout à évaluer de façon objective. Elles ne sont pas prises en charge par la plupart des outils d'évaluation environnementale systémique, y compris l'ACV. Cependant, il

existe un véritable enjeu d'évaluation de ces nuisances en ACV pour le choix de technologies concurrentes pouvant engendrer de manière plus ou moins forte cette nuisance. Les nuisances olfactives sont des enjeux socio-environnementaux centraux en termes d'évaluation de performances environnementales de technologies de traitement de déchets car souvent au cœur de la demande des acteurs et au cœur des controverses.

La compréhension de ce phénomène de nuisances olfactives fait appel à des notions de physiologie en matière de fonctionnement de l'appareil olfactif et à des notions de physique et de chimie dans le cadre de la définition de paramètres quantifiables relatifs aux substances odorantes. De la même façon que pour l'impact toxicité, l'occurrence et l'intensité de cet impact sont fortement dépendantes des conditions de l'émission et du milieu impacté.

II.1.4.1 Définition

Pour comprendre le phénomène de nuisances olfactives, il convient dans un premier temps de comprendre le fonctionnement de l'odorat d'un point de vue physiologique : le codage de l'information olfactive. À partir de ces explications physiologiques, il est possible de définir certaines grandeurs physiques permettant d'évaluer la nuisance olfactive. Il existe des méthodes d'évaluation de ces nuisances qui utilisent le cadre normatif définissant les lignes directrices de ces méthodes (AFNOR, 1996) et (AFNOR, 2003). Même au regard de ce cadre normatif, la perception olfactive et les réactions qui y sont associées restent très complexes à appréhender dans la mesure où elles ne dépendent pas uniquement des propriétés chimiques ou physiques de la substance ou encore de l'environnement, mais également des processus de perception et d'évaluation propres à chaque individu.

II.1.4.1.1 Processus de l'olfaction

Pour différentes raisons, l'odorat a très longtemps été négligé dans différents domaines tels que la recherche scientifique, la législation ou encore la médecine au profit des sens de la vue et de l'ouïe. Dans un premier temps, l'odorat ramène l'être humain à son animalité et est donc considéré comme un sens secondaire. Ainsi, notre société ne prévoit pas de prise en charge médicale ou même financière lorsqu'une anosmie (défaut de sensibilité aux stimuli olfactifs (AFNOR, 2003)) est détectée. D'un point de vue physiologique, le système olfactif se révèle beaucoup moins accessible et compréhensible en comparaison avec les systèmes visuel et auditif. Enfin, l'un des arguments les plus importants qui peut expliquer cette négligence est la difficulté à définir, à caractériser et donc à évaluer (identifier les différents composés ou encore la qualité de l'odeur) le caractère odorant d'un effluent en raison de la multitude de substances chimiques qui le composent (MEIERHENRICH, GOLEBIOWSKI, *et al.*, 2005).

Lors de l'émission d'un effluent odorant, les molécules qui le composent sont transportées par l'air inhalé et peuvent emprunter deux voies distinctes pour parvenir au système olfactif : la voie nasale directe (air inhalé par le nez) ou la voie rétronasale (l'air inhalé par la bouche). Le transport de ces substances odorantes par la voie rétronasale se fait par le carrefour nasopharyngien en provenance de la bouche ou de la trachée. La voie rétronasale apparaît plus

performante et plus discriminante en matière d'absorption de molécules que la voie nasale et ne conduisent donc pas à la même perception de l'odeur (KATZ, 1999).

Une fois parvenues à l'entrée du système olfactif, les substances odorantes sont concentrées au fond de la muqueuse olfactive, au niveau du bulbe olfactif (Figure II.7).

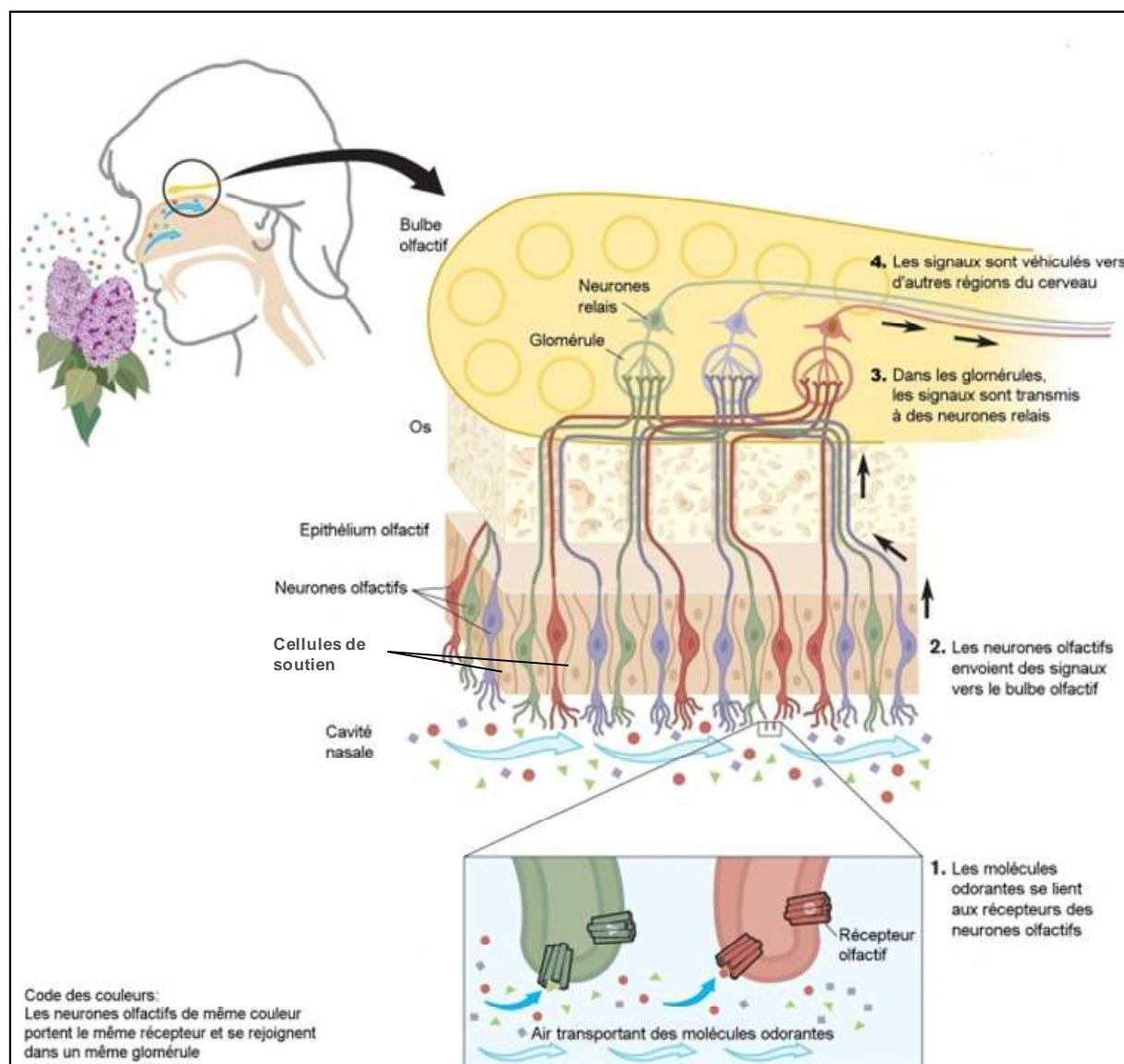


Figure II.7 : Processus de l'olfaction (INSTITUT SUISSE DE BIOINFORMATIQUE, 2005)

Cette muqueuse est composée à sa surface de cellules réceptrices extrêmement sensibles appelées cils olfactifs baignant dans un mucus (1). Les cils olfactifs composent la base des nerfs olfactifs récepteurs. Les cils olfactifs vont capter l'information chimique et la traduire en information électrique sous la forme d'impulsions nerveuses (2). Les cils olfactifs sont regroupés en fonction de leur sensibilité et ne sont donc pas disposés au hasard. Chaque neurone ayant un profil de sélectivité différent, ils ne peuvent répondre qu'à un certain nombre de stimuli odorants. Différents examens (électroencéphalographie, magnétoencéphalographie, imagerie de résonance magnétique fonctionnelle,...) de l'activité du cerveau montrent que de nombreuses

autres zones du cerveau sont activées lors des stimulations olfactives (MATARAZZO et RONIN, 2001) et (CENTRE NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE).

À partir de toutes les informations fournies, le cerveau établit une « image olfactive » qu'il compare au répertoire d'images déjà acquises (KATZ, 1999) et (GINGRAS, GUY, *et al.*, 2003). Ces « images olfactives » dépendent du vécu de l'individu. Lorsqu'il s'agit d'une nouvelle odeur, le cerveau associe « l'image olfactive » à l'évènement vécu lors de la perception.

II.1.4.1.2 Les grandeurs physiques relatives de l'olfaction

Pour tenter de quantifier et d'évaluer une odeur, il s'avère nécessaire de définir certaines grandeurs physiques afin de définir le vocabulaire utilisé dans la suite de ce document.

II.1.4.1.2.1 Seuil olfactif de détection et unité d'odeur

Il s'agit de la concentration à laquelle l'effluent est perçu comme odorant par au moins la moitié des membres du jury de nez (substance odorante qui a une probabilité de 0,5 d'être détectée (NF EN 13725, 2003)). Par définition, cette concentration vaut 1 Unité d'Odeur (UO).m⁻³. Le terme « seuil de détection » décrit le fait que le sujet perçoit une odeur sans pouvoir ni la reconnaître ni la qualifier. Dans les bases de données, il est souvent exprimé en partie par millions (ppm) ou en mg.m⁻³. Dans le cas d'un corps pur (un seul composé chimique), cette concentration est appelée par convention « seuil olfactif ».

II.1.4.1.2.2 Seuil de reconnaissance olfactive

Il correspond à la concentration seuil pour laquelle l'effluent est perçu comme odorant et reconnu par au moins la moitié des membres d'un jury de nez. Il vaut généralement deux à trois fois la concentration du seuil de détection. Dans ce cas précis, la concentration est suffisante pour pouvoir identifier l'odeur ou la qualifier.

II.1.4.2 Modalités et limites de l'évaluation des odeurs

Actuellement, les nuisances telles que le bruit, les odeurs ou encore la pollution visuelle ne sont pas évaluées par l'ACV. L'analyse bibliographique des ACV appliquées à la gestion des déchets ménagers dans le monde entre 1998 et 2011 montre que ce manque est régulièrement soulevé par les auteurs et les praticiens. D'ailleurs, sur les moteurs de recherche bibliographiques (Scopus et Web of Sciences), la recherche « Life Cycle Assessment and odours » ne donne pas de résultat pertinent (pas de publication évaluant les odeurs en utilisant l'ACV). Cependant, il existe des méthodes basées sur l'approche *Site Specific* permettant d'évaluer les odeurs engendrées par une installation.

II.1.4.2.1 Lacune de l'ACV en matière d'évaluation des odeurs

La non prise en compte de cet impact au sein de l'ACV peut s'expliquer par des raisons différentes et concomitantes. Dans un premier temps, l'ACV évalue principalement ce qu'elle qualifie d'impact environnemental, qui se définit comme un phénomène engendrant des effets

mesurables et observables sur l'environnement pris dans sa définition la plus globale (les milieux, les écosystèmes et les Hommes). Or, les odeurs sont considérées comme des nuisances et par définition une nuisance nuit à la qualité de vie et au bien-être des individus et il est communément admis qu'elle ne provoque pas d'effet mesurable et observable sur la santé des Hommes, des écosystèmes ou sur la qualité des milieux notamment en ce qui concerne les nuisances olfactives (pour le bruit, à partir d'un certain seuil, des effets mesurables sur la santé apparaissent). Dans un second temps, le caractère clairement subjectif des odeurs rend difficile leur évaluation via l'ACV qui se veut un outil d'objectivation des performances environnementales des systèmes. Par ailleurs, la non prise en compte des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté apparaît comme un facteur très limitant pour l'évaluation de cet impact. En effet, la portée géographique considérée pour l'évaluation des odeurs est relativement restreinte (de l'ordre de quelques centaines de mètres) comparée à la portée géographique considérée pour les impacts environnementaux communément évalués en ACV, que cela soit pour les impacts globaux, régionaux ou locaux (de l'ordre de plusieurs km au minimum). Dans la majorité des cas relatifs à l'émission de substances odorantes, la nuisance n'est plus perceptible au-delà d'un rayon de 3 km. C'est d'ailleurs la distance reconnue par la réglementation en matière d'affichage préventif lié aux nuisances olfactives d'une installation de compostage (CIRCULAIRE DU 19/10/06, 2006). Enfin, l'évaluation de cet impact se révèle être très complexe au regard de la multitude de paramètres à intégrer. En effet, la perception olfactive est très fortement influencée par certains paramètres physiologiques (le genre (homme ou femme), l'addiction au tabac, l'âge,...). Le seuil de détection olfactif peut varier d'un facteur cent pour un même produit selon que le sujet est attentif, distrait ou somnolent. Le paramètre d'accoutumance à une odeur entraîne un seuil de détection plus élevé. La perception se situe au carrefour de la physiologie, de la psychologie, de la culture, des sciences cognitives et sociales ou encore de la linguistique (évolution parallèle des adjectifs employés pour désigner les odeurs et de leur sémantique). En effet, les caractéristiques des odeurs ne donnent pas lieu à des dénominations : « il n'y a pas de nom pour les odeurs comme il y a des noms pour les couleurs » (KLEIBER et VUILLAUME, 2011) et l'olfaction est un sens « sans parole » (KLEIBER et VUILLAUME, 2011).

II.1.4.2.2 Existence d'une approche « site »

Actuellement, des études « odeurs » peuvent être réalisées via des campagnes de mesures et d'analyses olfactométriques afin de déterminer le niveau d'odeurs et l'étendue de l'exposition auxquels la population vivant à proximité des installations industrielles est soumise. L'olfactométrie désigne la mesure des odeurs et la mesure des capacités olfactives d'un individu. Aujourd'hui, il existe deux techniques d'olfactométrie : les jurys de nez et les nez électroniques.

II.1.4.2.2.1 Jury de nez

Les recommandations quant à la constitution et à l'entraînement du jury de nez sont énoncées dans la norme AFNOR X43-103 : Qualité de l'air – Mesurages olfactométriques – Mesurages de l'odeur d'un effluent gazeux – Méthodes supraliminaires.

Un jury de nez est un groupe composé d'au moins quatre individus sélectionnés pour leurs capacités olfactives (NF EN 13725 : Qualité de l'air – Détermination de la concentration d'une odeur par olfactométrie dynamique). La norme recommande de disposer d'un jury relativement important au regard des paramètres de répétabilité et d'exactitude. Ce groupe d'individus (appelé jury) est sélectionné parmi la population et doit disposer d'une sensibilité olfactive précise. La mise en place d'un jury peut permettre de :

- Détecter un composé olfactif ;
- Reconnaître les composés d'un mélange ;
- Évaluer des intensités d'odeurs ;
- Déterminer les seuils olfactifs des composés odorants.

Le jury de nez est soumis à différents niveaux de dilution d'un mélange gazeux (ou d'un corps pur). Quand il s'agit d'étudier les nuisances olfactives d'un site industriel en fonctionnement, un échantillon gazeux est prélevé sur site à l'aide de poches. Le jury, placé autour d'un olfactomètre, sent des ports placés devant lui, indique s'il perçoit une odeur et parfois indique également le ton hédonique de l'odeur sentie (caractère agréable ou non de l'odeur). Les individus constituant le jury de nez doivent disposer d'une sensibilité olfactive qui doit se situer dans une gamme beaucoup plus étroite que la variabilité observée dans la population. Cette sensibilité olfactive des individus est testée par rapport à la substance de référence en matière d'olfactométrie : le n-butanol. Actuellement, la meilleure détermination et quantification d'une odeur est celle réalisée par le nez humain. Les mesures réalisées par les jurys de nez permettent d'obtenir une estimation de la concentration d'odeur d'un échantillon gazeux.

II.1.4.2.2 Nez électronique

Le nez électronique est un appareil qui permet de détecter et d'analyser une odeur. Antérieurement à cette détection et analyse, il est nécessaire d'étalonner l'appareil avec une base de données relative aux signatures et descripteurs de produits de référence. La signature (odeur d'une molécule) correspond à l'empreinte (le profil) d'un produit et est définie par différents descripteurs qui correspondent aux qualitatifs précis fournis par l'analyse sensorielle. D'après cette définition, il apparaît important de préciser que le fonctionnement des nez électroniques n'est possible que si des analyses sensorielles (jurys de nez) ont été réalisées afin de constituer la base de données. En fonction de la concentration absorbée et de la nature de l'odeur, le nez électronique génère un ensemble de variations électriques. L'analyse de ces variations électriques permet ensuite de caractériser l'odeur de l'échantillon.

Ces méthodes d'évaluation des odeurs sont aujourd'hui couramment utilisées dans le milieu industriel et particulièrement pour quantifier les odeurs des installations de traitement des déchets. Cependant, ces méthodes sont mises en œuvre sur un site précis et ce durant le fonctionnement de l'installation. Ces méthodes olfactométriques sont alors qualifiées d'*a posteriori*. Elles se révèlent donc difficilement intégrables à l'évaluation environnementale type ACV réalisée *a priori*. L'enjeu de ce développement méthodologique pour l'évaluation des

nuisances olfactives par l’ACV est de construire la chaîne cause à effet et d’identifier quels paramètres spatiaux permettent de les décrire et de les évaluer *a priori*.

II.1.5 Identification des paramètres à considérer pour une évaluation locale de la toxicité et des odeurs au moyen de l’ACV

L’évaluation locale de la toxicité et des odeurs par l’ACV passe par l’intégration des caractéristiques spatiales de la source d’émission et du milieu impacté à l’évaluation. Pour réaliser cette intégration, ce travail de thèse se concentre sur la construction de la chaîne de cause à effet de ces impacts. Les caractéristiques spatiales à intégrer à l’évaluation doivent être identifiées à chacun des maillons de cette chaîne.

II.1.5.1 Paramètres à considérer pour une évaluation locale de la toxicité

Ce premier travail consiste en l’identification *a priori* des paramètres spatiaux au travers de la chaîne de cause à effet de l’impact toxicité, qui se révèlent être nécessaires à considérer pour son évaluation plus fine. Ce travail a été réalisé dans un premier temps de manière grossière pour chaque maillon de la chaîne de cause à effet (Figure II.8).

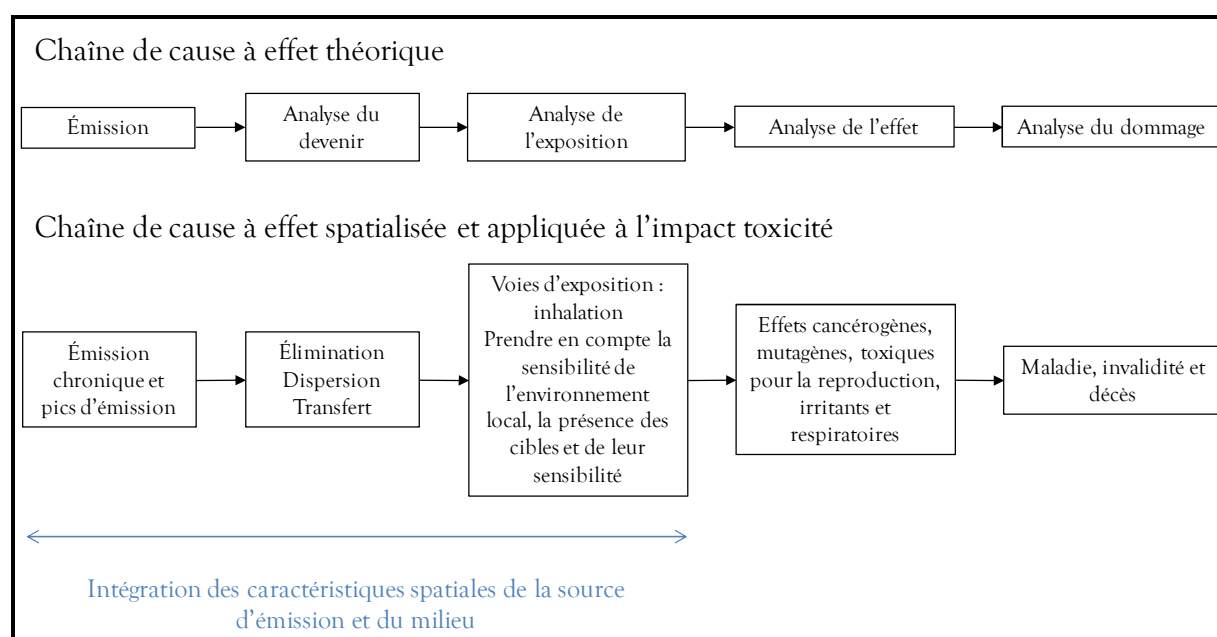


Figure II.8 : Modélisation du cheminement d'impact spatialisé de la toxicité

L’objectif de ce premier travail est d’identifier les conditions et les paramètres à intégrer à l’évaluation locale de la toxicité. Il a été choisi de cibler l’intégration des paramètres spatiaux aux trois premiers items de la chaîne : Émission, Devenir et Exposition. Pour l’item Émissions, seules les émissions chroniques sont considérées en fonctionnement normal de l’installation. La partie la plus importante de ce développement méthodologique se concentre sur l’intégration

des phénomènes permettant de déterminer le devenir de la substance dans l'environnement. Dans cette analyse *a priori*, il s'agit de considérer les caractéristiques spatiales des milieux influant le devenir de la substance telles que la dimension des compartiments environnementaux ou encore les caractéristiques chimiques ou biologiques des compartiments. L'analyse de l'exposition permet de déterminer ensuite la concentration à laquelle les cibles seront soumises en considérant la concentration initialement présente (concentration bruit de fond) et intègre la sensibilité des cibles au regard de la concentration d'exposition. La notion de concentration bruit de fond correspond à la concentration déjà présente dans l'environnement (niveau ambiant) indépendamment de l'augmentation de la concentration issue de l'émission considérée (POTTING et HAUSCHILD, 1997a). Dans le cadre de ce travail de thèse, seule la voie d'absorption par inhalation est considérée. L'analyse de l'effet est réalisée à partir de l'intégration des seuils d'effet des substances afin de déterminer les types d'effets que peut provoquer l'exposition (cancérogène, reprotoxique) mais également leur intensité. Enfin, le dernier item concerne l'analyse du dommage et vise à déterminer les effets à long terme de l'exposition des cibles à une substance toxique (maladie, handicap, décès). Ce dernier item n'est pas développé dans le cadre de ce travail de thèse ayant la volonté de développer une approche *midpoint*.

Concernant l'odeur, le même raisonnement a été adopté en ce qui concerne l'identification des caractéristiques à intégrer à chaque item de la chaîne de cause à effet.

II.1.5.2 Paramètres à considérer pour une évaluation locale de l'odeur

Comme pour la toxicité, à chaque item de cette chaîne, les paramètres spatiaux à intégrer *a priori* à l'évaluation sont identifiés (Figure II.9).

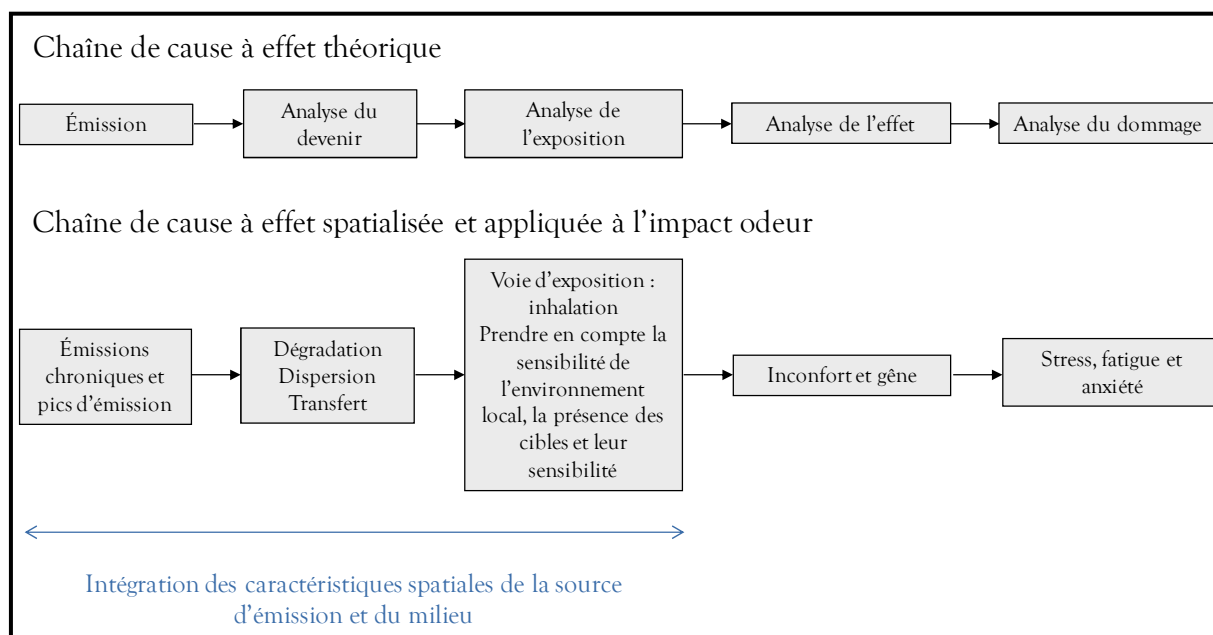


Figure II.9 : Modélisation du cheminement d'impact spatialisé odeur

La première partie de la construction de la chaîne de cause à effet de l'impact odeur est identique à celle de la toxicité : émission, analyse du devenir et analyse de l'exposition. Il a été choisi de cibler, également pour l'impact odeur, l'intégration des paramètres spatiaux aux trois premiers items de la chaîne : Émission, Devenir et Exposition. Pour l'item Émissions, seules les émissions chroniques sont considérées en fonctionnement normal de l'installation. L'analyse du devenir et l'analyse de l'exposition des substances odorantes sont identiques à celles réalisées pour le devenir des substances toxiques. L'analyse de l'effet est réalisée à partir de l'intégration des seuils d'effet des substances afin de déterminer les types d'effets que peut provoquer l'exposition (inconfort, gêne) mais également leur intensité. Et enfin, l'analyse du dommage permet de déterminer à long terme les effets de l'exposition des cibles à la concentration d'exposition (stress, fatigue et anxiété). Ce dernier item n'est pas développé dans le cadre de ce travail de thèse ayant la volonté de développer une approche *midpoint*.

II.2 PROPOSITION METHODOLOGIQUE D'INTEGRATION DE LA DIFFERENCIATION SPATIALE LORS DE L'EVALUATION DES IMPACTS TOXICITE ET ODEURS VIA L'ACV

Au regard des lacunes de l'ACV en matière d'intégration des paramètres spatiaux à l'évaluation des impacts locaux et notamment des enjeux toxicité et odeur, il semble nécessaire de développer une méthodologie permettant de concilier l'approche globale de cet outil et le besoin d'une évaluation locale. Pour répondre aux attentes des riverains et des décideurs publics en matière d'évaluation des impacts locaux de la gestion des déchets ménagers tels que la toxicité et les odeurs, l'évaluation de ces impacts doit être approfondie afin d'être déterminée le plus finement possible. Cependant, au regard de la complexité des phénomènes et des données en jeu, il est couramment admis que l'évaluation réalisée et plus particulièrement l'évaluation de la toxicité modélise une simplification de la réalité (BOIZE, BORIE, *et al.*, 2008). Toujours est-il que cette simplification doit être pertinente et la plus robuste possible et doit, dans une moindre mesure, intégrer les paramètres conditionnant la réalisation de l'impact.

Au sein de l'ACV, la détermination de l'impact environnemental est fonction de la masse de substance émise et d'un facteur de caractérisation propre à la substance. En fonction de la méthode de caractérisation, la prise en compte de la chaîne de cause à effet d'un impact peut être plus ou moins fine, au regard de l'intégration des caractéristiques spatiales intégrées à l'évaluation. Au cours de l'analyse de l'intégration des caractéristiques spatiales au sein des quatre étapes de l'ACV, l'étape d'inventaire est celle qui possède le plus grand nombre d'informations spatiales. Cependant, lors du passage de cette étape d'inventaire à l'étape d'évaluation de l'impact environnemental, ces informations spatiales sont peu intégrées à l'évaluation. La construction de nouvelles méthodes de caractérisation basées sur l'approche *Site Dependent* permet d'atténuer de façon approximative cette absence de différenciation spatiale. En effet, dans le cadre de ces méthodes de caractérisation, l'effort d'intégration des caractéristiques spatiales est concentré sur la fin de la chaîne de cause à effet et vise plutôt à intégrer la dimension spatiale au calcul de l'effet et du dommage (Figure II.1).

Dans l'ACV, l'étape d'évaluation des impacts environnementaux potentiels permet d'associer les données d'inventaire à des catégories d'impacts précédemment identifiées et, dans un second temps, de quantifier l'impact environnemental à partir de ces données d'inventaire. Actuellement, le couple substance/catégorie d'impact est établi uniquement au regard de la nature du flux (classification) et le calcul de l'impact environnemental à partir d'un facteur de caractérisation et des données d'inventaire (caractérisation). Il apparaît clairement que la frontière entre l'étape d'inventaire et l'étape d'évaluation de l'impact environnemental est difficilement perceptible dans le cadre de l'intégration des caractéristiques spatiales de la source d'émission et de l'environnement impacté. Pour tenter de clarifier cette frontière, l'intégration d'une étape intermédiaire entre l'étape d'inventaire et la phase de classification doit être étudiée

pour conserver et utiliser les informations spatiales contenues dans l'inventaire au cours de la quantification de l'impact environnemental.

Au fil de cette section et à partir des lacunes de l'ACV en matière d'évaluation des impacts locaux, il s'agit de présenter un nouveau raisonnement construit selon l'approche *Site Dependent* qui permettrait d'intégrer plus de caractéristiques spatiales à l'évaluation que ce qui est actuellement réalisé et de façon plus précoce dans le déroulement de la chaîne de cause à effet. Ce travail doit permettre également de travailler plus spécifiquement sur la phase de classification, qui conditionne ensuite la phase de calcul de l'impact : la caractérisation.

II.2.1 Méthodologie d'évaluation des impacts locaux

La construction de cette méthodologie d'évaluation des impacts locaux est réalisée dans un premier temps, par la modification de la phase de classification. En effet, la classification des impacts, telle qu'elle est réalisée classiquement dans l'ACV, se limite à la détermination d'un lien qualitatif entre les données issues de l'étape d'inventaire et les catégories d'impacts évalués. Au regard des lacunes identifiées en matière de caractérisation des impacts environnementaux locaux, il s'avère nécessaire d'intégrer les caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à la quantification des impacts de manière plus précoce dans le calcul. Dans un second temps, l'étendue de la phase de caractérisation est modifiée et réduite à la détermination et la quantification de l'impact au regard d'une substance de référence.

II.2.1.1 Besoin d'une étape entre l'inventaire et la classification

Lors de la classification, chaque flux de substance est associé aux catégories d'impacts auquel il peut contribuer. Actuellement et selon la norme, la classification des impacts est réalisée au regard de la nature et du potentiel polluant intrinsèque de la substance concernée (ISO 14040, 2006). Puis, la phase de caractérisation permet de calculer un impact en fonction de la quantité de substance émise (masse de la substance issue de l'inventaire) et de son caractère polluant (facteur de caractérisation de la substance pour l'impact concerné). Cet impact est proportionnel à la masse de substance émise.

Quand il s'agit d'évaluer des catégories d'impacts à portée locale telles que la toxicité ou l'eutrophisation, cette méthodologie n'est pas satisfaisante du fait de la très forte dépendance de l'apparition de l'impact et de l'intensité de ses effets aux conditions de l'émission et du milieu impacté (POTTING et HAUSCHILD, 1997a). L'intégration des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté doit permettre de déterminer la réalisation potentielle d'un impact, puisque cette réalisation potentielle est fortement conditionnée par les caractéristiques spatiales de l'émission. L'analyse détaillée de la réalisation potentielle consiste à déterminer l'existence d'un risque d'impact ou non au regard des paramètres de l'évaluation ; ce qui signifie que l'existence d'un risque de non impact est admise au regard des résultats de l'évaluation intégrant les caractéristiques spatiales de la source d'émission. Cette étude de la réalisation potentielle de l'impact et la détermination de l'existence d'un risque d'impact doit

intervenir entre l'inventaire des données et la classification des émissions au regard des catégories d'impacts évaluées. Lorsque les caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté sont intégrées à l'évaluation, cette étape de « pré-classification » doit permettre, au regard des caractéristiques spatiales, de déterminer la probable réalisation de l'impact. Actuellement, les praticiens de l'ACV admettent qu'il existe un impact dès lors qu'une substance est émise. L'objectif premier de l'ACV est de déterminer quelle alternative génère le moins d'impacts, on parle alors d'approche *less is better* en admettant que le seuil d'effet associé à la substance émise n'est peut être pas dépassé.

II.2.1.2 Une méthodologie en deux temps

L'enjeu est donc de modifier de manière efficiente l'étape d'évaluation des impacts afin d'intégrer les caractéristiques spatiales pertinentes pour l'évaluation des impacts locaux. On parlera de différenciation spatiale. Les phases de classification et de caractérisation ont chacune fait l'objet, dans ce travail de thèse, d'un développement méthodologique visant à intégrer la différenciation spatiale dans le but de tendre vers une évaluation plus fine des impacts locaux au regard des conditions du milieu.

Dans un premier temps, la modification de la phase de classification doit permettre une meilleure prise en compte des caractéristiques spatiales de la source d'émission visant à déterminer la « probable » apparition de l'impact. Pour cela, la nouvelle phase de classification doit permettre non seulement la détermination d'un lien qualitatif entre les données issues de l'étape d'inventaire et les catégories d'impacts évaluées (fonction traditionnelle de la classification dans l'ACV), mais doit permettre également de déterminer un lien semi-quantitatif permettant d'approcher la réalisation potentielle de l'impact.

Pour répondre à la problématique de l'évaluation des impacts locaux, une nouvelle méthode comprenant les phases de classification et de caractérisation est ainsi développée afin d'intégrer les conditions de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation. Cette méthode est construite selon l'approche *Site Dependent* et se compose des quatre items : caractéristiques de l'émission, analyse du devenir, de l'exposition et de l'effet (Figure II.10).

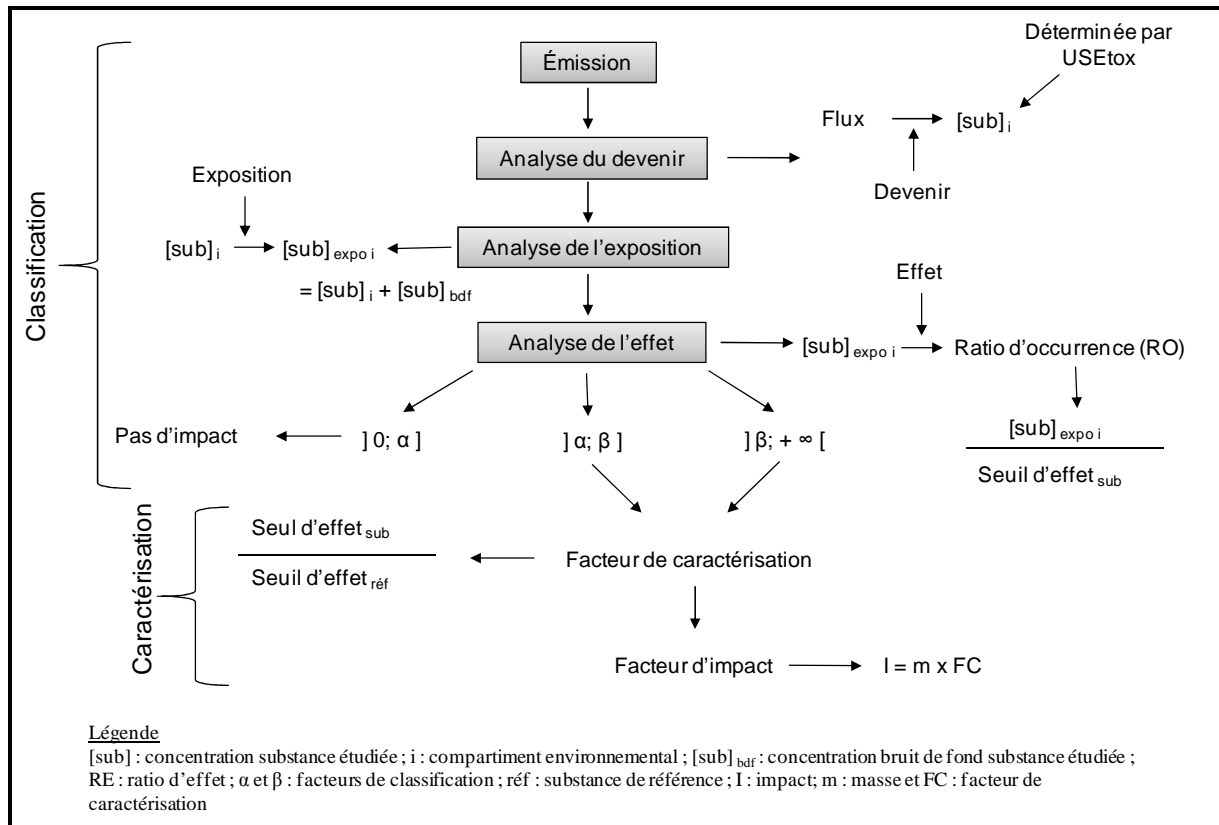


Figure II.10 : Structure méthodologique proposée pour l'évaluation des impacts environnementaux locaux à partir du synoptique adapté de l'approche Site Dependent

II.2.1.2.1 Une étape de classification complexifiée

Le caractère novateur de cette méthode réside dans le fait qu'elle modifie l'étape de classification de l'ACV classique. En effet, dans une ACV classique, la classification permet d'établir un lien qualitatif entre la substance et l'impact qui dépend uniquement du caractère polluant de la substance. L'impact est ensuite calculé *via* un facteur de caractérisation lui-même conditionné par les méthodes de caractérisation. Le choix du praticien, relatif à l'utilisation d'une méthode de caractérisation par rapport à une autre, influence l'intensité de l'impact au regard de la construction de la méthode de caractérisation choisie. Seulement, l'évaluation des impacts et, en particulier, l'évaluation des impacts locaux doit intégrer également l'évaluation de la réalisation potentielle de ces impacts. Actuellement, au regard de la portée globale de l'ACV et de la non intégration des caractéristiques spatiales de l'émission, cette réalisation potentielle n'est pas évaluée. Pour intégrer la détermination de la réalisation potentielle à l'évaluation il est nécessaire de l'intégrer à la phase de classification. En effet, l'étude de l'apparition ou non de l'impact, doit être intégrée en amont de la phase de caractérisation qui permet de quantifier l'impact. Cette étude de l'apparition potentielle de l'impact doit intervenir entre la fin de l'inventaire et le début de la classification telle qu'elle est classiquement définie dans l'ACV. L'objectif de cette classification complexifiée (classification classique + intégration d'une évaluation de la réalisation potentielle) permet d'ajouter un lien semi-quantitatif entre la substance et l'impact au regard de son devenir dans l'environnement.

Le raisonnement suivi pour la méthodologie d'évaluation des impacts locaux proposée suit la construction de la chaîne de cause à effet d'un impact : caractéristiques de l'émission, analyse du devenir, analyse de l'exposition et analyse de l'effet.

II.2.1.2.1.1 Caractéristiques de l'émission

Ce premier item vise à déterminer un certain nombre d'informations relatives à l'émission :

- La fréquence de l'émission : chronique ou ponctuelle ;
- La durée de l'émission : courte ou longue ;
- Les informations relatives à la substance : les caractéristiques physico-chimiques des substances émises ;
- Les informations relatives au compartiment environnemental de l'émission.

L'ensemble de ces informations a pour objectif de permettre l'intégration de la dimension spatiale dans la définition du compartiment d'émission (air, eau et/ou sol), ses caractéristiques physiques, chimiques et biologiques pour déterminer les phénomènes de transfert, dégradation et élimination de la substance.

II.2.1.2.1.2 Analyse du devenir

Pour tendre vers une caractérisation de l'impact qui soit la plus fine possible, il est nécessaire de quantifier l'impact à partir de la quantité de substance réellement disponible dans l'environnement après l'émission. Actuellement, dans une ACV classique, la caractérisation de l'impact est réalisée à partir du flux issu de l'inventaire. Or, avant d'atteindre sa cible, une substance émise subit des phénomènes de transfert, de dégradation et d'élimination. Ces trois phénomènes sont regroupés sous le terme « devenir » de la substance dans l'environnement. Pour déterminer le devenir de la substance dans l'environnement, il est nécessaire d'intégrer un certain nombre de données relatives à la substance mais également relatives au compartiment d'émission. La détermination de la concentration environnementale de la substance dans l'environnement (après l'analyse du devenir) est soumise aux connaissances relatives à la source d'émission, aux conditions climatiques de la région et aux caractéristiques physico-chimiques et biologiques du compartiment environnemental. La prise en considération de tous ces paramètres peut s'avérer problématique et complexe au regard de leur nombre.

Un premier travail est effectué en matière d'intégration des conditions climatiques et de certaines informations géographiques de la région concernée par l'évaluation influençant fortement le devenir de la substance au travers de l'utilisation du modèle USEtox (Section II.1.3.2.2.2).

✘ Modélisation de la concentration environnementale via USEtox

Le premier point de cette méthodologie est la détermination de la concentration environnementale de la substance émise, il s'agit de la concentration de la substance à l'équilibre dans chaque compartiment environnemental suite à son émission. Dans le cadre de ce travail de thèse, seules les émissions atmosphériques sont étudiées au regard des impacts environnementaux locaux évalués qui sont la toxicité et les odeurs et la nature des systèmes les engendrant – les installations de traitement des déchets. La modélisation de la concentration environnementale est réalisée au moyen d'un modèle qui permet d'intégrer les phénomènes d'élimination, de dégradation et de transfert de la substance émise dans l'environnement. Il s'agit du modèle USEtox⁷ (ROSENBAUM, BACHMANN, *et al.*, 2008). Dans le cadre de cette thèse, l'utilisation du modèle USEtox est limitée à la détermination d'une concentration environnementale, en d'autres termes à l'analyse du devenir. Il n'a pas été utilisé dans le but de déterminer un facteur de caractérisation pour les impacts toxicité et écotoxicité aquatique (ce qui est son objectif actuel).

L'objectif du modèle USEtox est de fournir une approche plus cohérente pour l'évaluation des facteurs de caractérisation pour les impacts toxicité humaine et écotoxicité aquatique ainsi qu'une plus grande base de données relatives aux substances qu'il est possible de trouver dans les inventaires. Les méthodes de caractérisation actuelles présentent la principale limite de fournir des résultats non robustes quant à l'évaluation de la toxicité et de l'écotoxicité. La construction du modèle USEtox vise à répondre aux questions suivantes :

- Quelle méthode de caractérisation utiliser pour évaluer la toxicité et l'écotoxicité aquatique au regard de toutes celles existantes ?
- Comment harmoniser les modèles de caractérisation existants ?
- Quelles méthodes de caractérisation et quels facteurs de caractérisation peut-on recommander ?

⁷ Le modèle USEtox a été développé il y a une dizaine d'années par l'UNEP (*United Nation Environmental Program*) et la SETAC. L'acronyme USEtox signifie UNEP SETAC *toxicity*. USEtox est issu d'un consensus scientifique entre chercheurs d'un groupe de travail au sein de l'UNEP/SETAC de 2002 à 2006.

Le Programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) (*United Nation Environmental Program*) a été créé en 1972, et est aujourd'hui la plus haute autorité environnementale au sein du système des Nations Unies (<http://www.unep.org/french/>). Il joue « le rôle de catalyseur, de défenseur, d'instructeur et de facilitateur œuvrant à promouvoir l'utilisation avisée et le développement durable de l'environnement mondial ». Pour cela il collabore avec de nombreux partenaires (les organes des Nations Unies, les organisations internationales, les gouvernements nationaux, les organisations non gouvernementales, le secteur privé et la société civile).

La SETAC (Society for Environmental Toxicology and Chemistry) est une organisation à but non lucratif, à l'échelle mondiale, composée d'individus et d'institutions ayant pour missions l'étude, l'analyse et la résolution de problèmes environnementaux, le management et la régulation des ressources naturelles, la recherche, le développement et l'éducation environnementale (<http://www.setac.org/>).

En 2002, le PNUE et la SETAC ont lancé le programme appelé *Life Cycle Initiative*. L'objectif de ce programme est d'améliorer la disponibilité des données d'ACV fiables, des méthodes de calculs et des conseils sur leur utilisation.

Le modèle USEtox est disponible sur internet gratuitement (<http://www.usetox.org/>), celui-ci s'accompagne de deux bases de données relatives aux substances étudiées. Ces bases de données regroupent quelques trois mille substances organiques et une vingtaine de métaux.

Le modèle USEtox est un tableur Excel, qui, sous la forme d'onglets, permet de calculer des facteurs de caractérisation pour la toxicité et l'écotoxicité aquatique (Figure II.11). Seul le facteur du devenir est commun aux impacts toxicité et écotoxicité aquatique. Le facteur de l'exposition et de l'effet sont propres à chacun de ces deux types d'impacts.

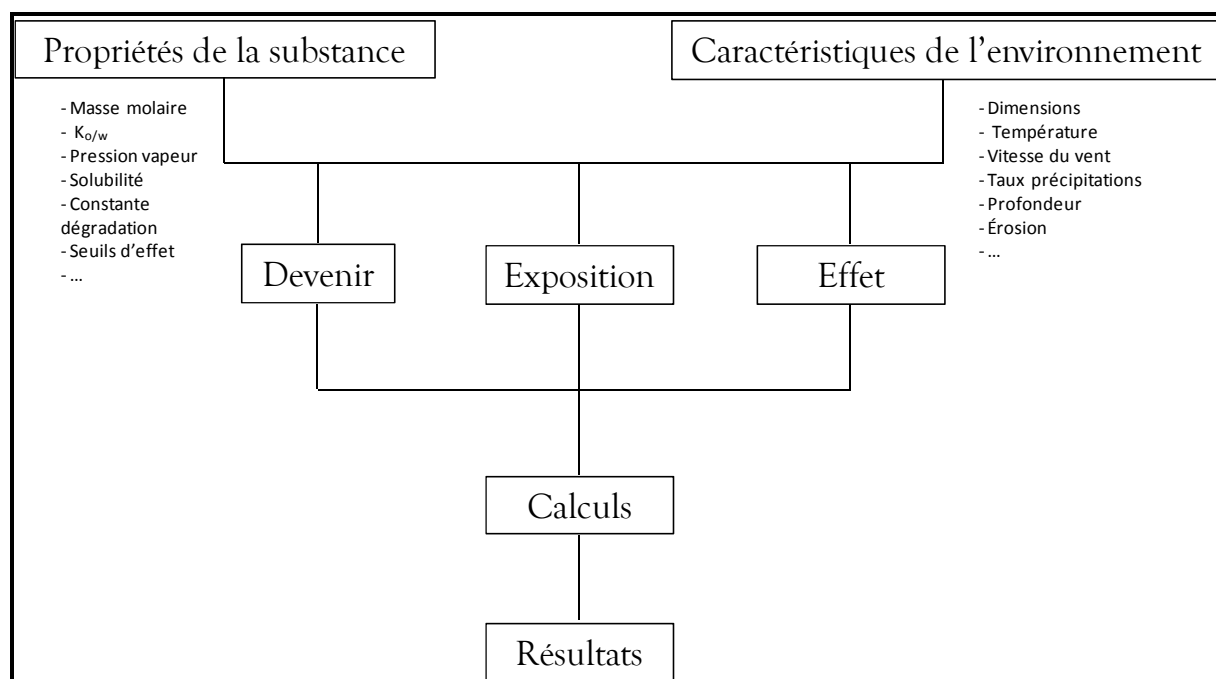


Figure II.11 : Fonctionnement du modèle USEtox au travers des différents onglets pour le calcul du facteur de caractérisation de la toxicité

L'onglet « propriété de la substance » (*substance data*) est directement téléchargeable à partir des bases de données des substances organiques et inorganiques disponibles avec le modèle USEtox. L'onglet « caractéristiques de l'environnement » (*landscape data*) permet à l'utilisateur de renseigner les caractéristiques spatiales qu'il souhaite intégrer à l'évaluation sous la forme de profil environnemental. Dans le cas où l'utilisateur ne spécifie pas de profil environnemental particulier, le modèle USEtox dispose d'un profil environnemental par défaut. À partir de ces deux onglets, le modèle calcule les paramètres permettant d'obtenir les onglets du devenir (*fate*), de l'exposition (*exposition*) et de l'effet (*effect*) de la substance dans l'environnement étudié. À partir de ces trois onglets, l'onglet « calculs » (*run*) permet de résumer les calculs utilisés pour la détermination des facteurs de caractérisation. Enfin l'onglet « résultats » permet de visualiser les différents facteurs de caractérisation en fonction du compartiment environnemental étudié et pour l'émission de substance dans un compartiment environnemental précis.

Concepts du modèle USEtox

Le modèle USEtox est construit selon l'approche *Site Dependent* d'après laquelle il est possible de décrire un mécanisme d'impact environnemental en utilisant certaines caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté. En modélisant la chaîne de cause à effet de l'impact toxicité, USEtox tente de réaliser :

- L'analyse du devenir : la modélisation de l'élimination, de la dégradation et du transfert de la substance ;
- L'analyse de l'exposition : la détermination de la concentration d'exposition à laquelle est soumise la cible et la modélisation des différentes voies d'exposition possibles (ingestion, inhalation et cutanée) ;
- L'analyse de l'effet : la détermination des effets sur les cibles en fonction de la concentration d'exposition, des voies d'exposition et des seuils d'effet de substances.

À partir de ces trois analyses, le modèle USEtox détermine un facteur de caractérisation pour l'émission d'une substance dans différents compartiments environnementaux pour les impacts toxicité et écotoxicité aquatique, exprimé respectivement en nombre de cas en fonction de la masse de substance émise et en fractions potentiellement affectées (Figure II.12).

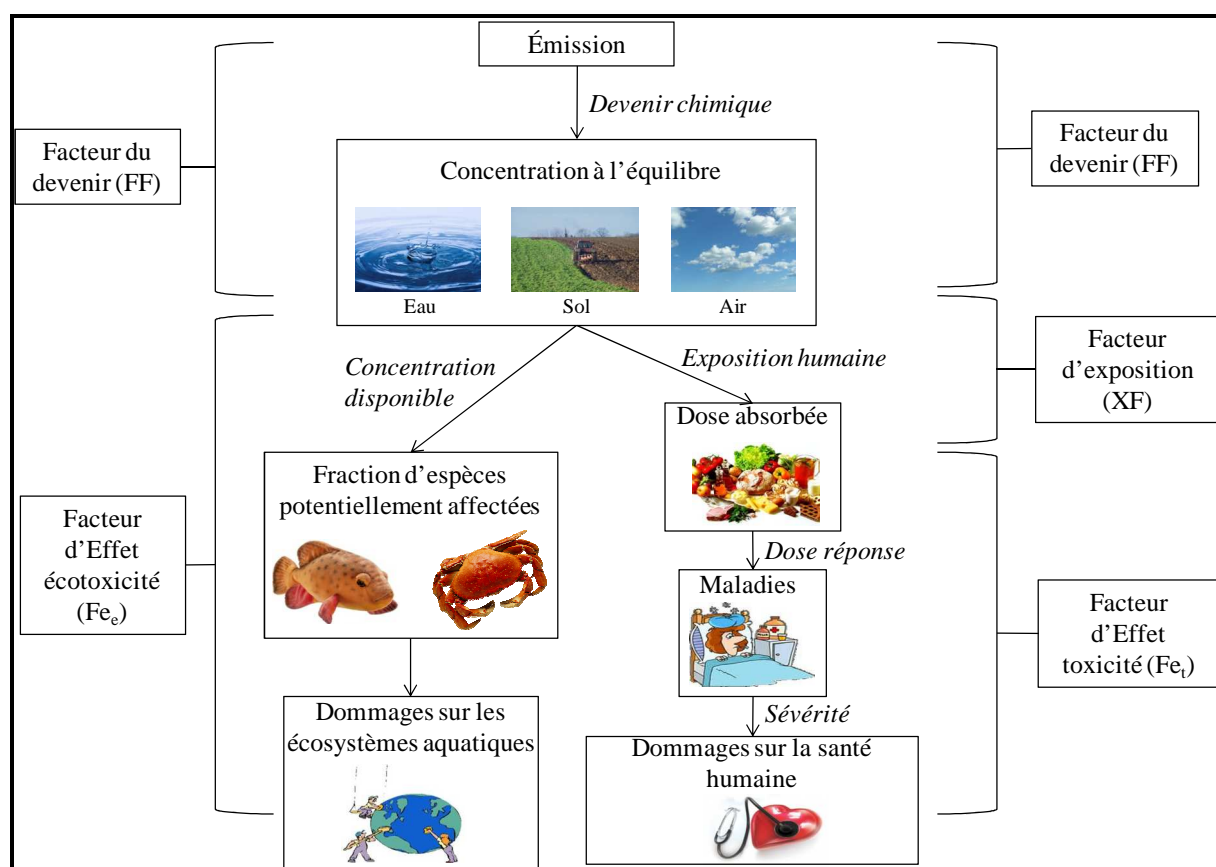


Figure II.12 : Principales étapes de l'évaluation des impacts toxicité et écotoxicité via USEtox inspiré de (HAUSCHILD, HUIJBREGTS, et al., 2008)

En fonction de l'impact environnemental évalué (toxicité ou écotoxicité aquatique), la détermination du facteur de caractérisation diffère. Au regard du focus de cette thèse sur l'impact toxicité, nous n'aborderons pas l'évaluation de l'écotoxicité aquatique dans ce document.

Pour rappel, en ACV, l'impact environnemental est calculé à partir de la masse de substance émise et du facteur de caractérisation (Équation II.1). Dans le modèle USEtox, le facteur de caractérisation pour la toxicité est déterminé d'une façon différente (Équation II.1) :

$$CF = FF \times XF \times EF \quad (\text{Équation II.1})$$

Le facteur de caractérisation toxicité est le produit des facteurs du devenir (FF), de l'exposition (XF) et de l'effet (EF). Pour cet impact, USEtox calcule un facteur de caractérisation pour les impacts cancérigènes, pour les impacts non cancérigènes et un impact total (impacts cancérigènes + impacts non cancérigènes) pour les substances chimiques émises dans différents compartiments environnementaux : air, eau et sol.

Le modèle USEtox fonctionne par le biais de trois boîtes environnementales :

- La boîte urbaine : elle représente une zone urbaine fictive moyenne et est caractérisée par des données moyennes relatives aux principales villes du monde. Dans l'onglet « caractéristiques de l'environnement », il est possible de définir les caractéristiques de cette boîte :
 - › Superficie terrestre ;
 - › Fraction sols naturels et sols industriels ;
- La boîte continentale : comme pour la boîte urbaine, la boîte continentale représente un continent moyen fictif et est caractérisée par des données continentales moyennes. Dans l'onglet « caractéristiques de l'environnement », il est possible de définir les caractéristiques de cette boîte continentale :
 - › Superficies terrestre et maritime ;
 - › Fraction eau douce, sols naturels, sols agricoles et autres sols ;
 - › Température, vitesse du vent et taux de précipitations ;
 - › Profondeur de l'eau douce ;
 - › Fraction d'eau échangée de l'échelle continentale à l'échelle globale ;
 - › Fraction de ruissellement et fraction d'infiltration ;
 - › Érosion du sol ;
- La boîte globale : elle modélise l'ensemble de la planète. Elle est caractérisée par les mêmes paramètres qualitativement et quantitativement que la boîte continentale.

Le modèle USEtox est un modèle imbriqué, ce qui signifie que le niveau urbain est compris dans le niveau continental et ils sont tous les deux compris dans le niveau global (Figure II.13).

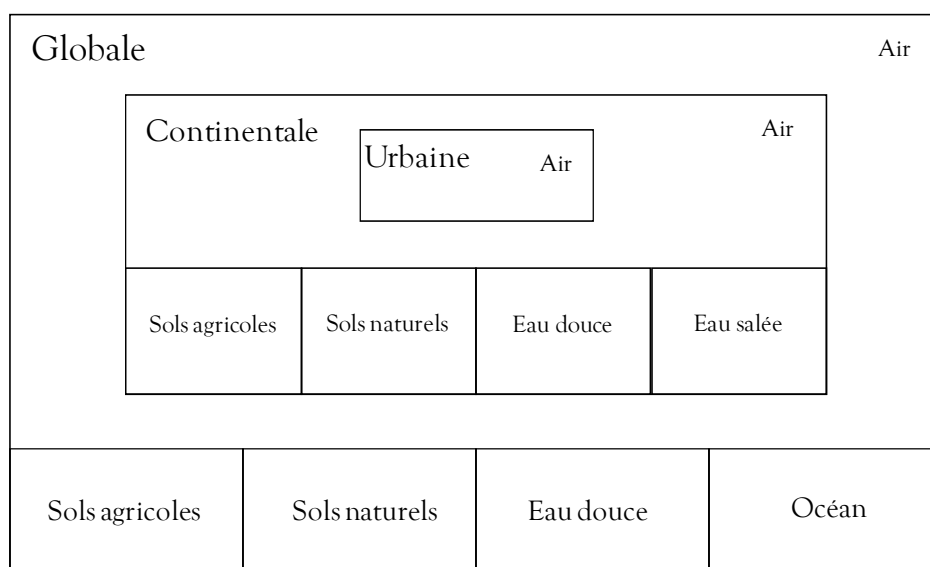


Figure II.13 : Structure du modèle USEtox

D'un point de vue strictement mathématique, le modèle USEtox peut calculer des facteurs de caractérisation pour les émissions se produisant dans tous les compartiments environnementaux, aussi bien à l'échelle urbaine qu'à l'échelle globale. Conceptuellement, il permet d'étudier les impacts environnementaux d'une émission pour chaque compartiment précis (conditions spatiales spécifiques). Les compartiments environnementaux de l'échelle globale sont considérés comme des compartiments émetteurs dans les situations de second transfert (ou plus). Par exemple, une substance émise dans l'air continental est transférée dans l'air global. L'air global devient à son tour un compartiment émetteur de la substance reçue du premier transfert.

Après analyse du modèle, il est possible de dessiner la figure suivante (Figure II.14) qui permet de comprendre les échanges possibles et identifiés par les concepteurs du modèle.

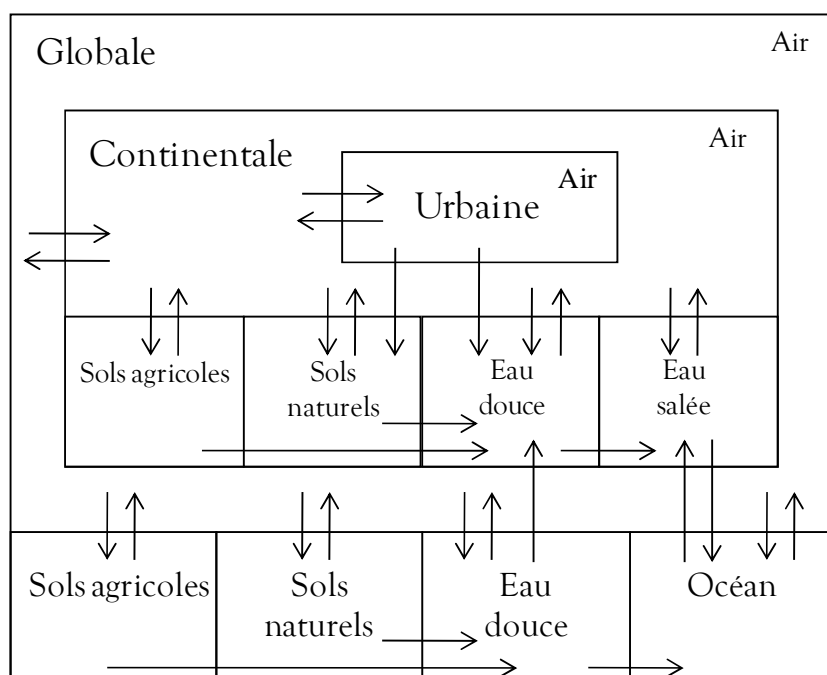


Figure II.14 : Transferts entre les compartiments environnementaux dans le modèle USEtox

La compréhension du modèle USEtox réside dans la compréhension des mécanismes liés aux transferts entre les compartiments environnementaux. Pour chaque émission de substance dans un compartiment environnemental, le modèle USEtox calcule un facteur du devenir. Le facteur du devenir est l'élément prépondérant de la détermination de la concentration de substance dans chaque compartiment environnemental (concentration environnementale utilisée pour l'analyse de l'exposition).

Construction du facteur du devenir

Le facteur du devenir est calculé à partir des phénomènes d'élimination, de dégradation et de transfert de la substance dans l'environnement et s'exprime en jour.

- Processus d'élimination

Dans le modèle USEtox, le terme élimination regroupe les processus tels que le dépôt, l'absorption ou encore la sédimentation. Les quantités de substance faisant l'objet de ces phénomènes d'élimination sont alors soustraites de la quantité bio-disponible.

Les concepteurs du modèle admettent qu'il existe une accumulation des substances polluantes dans les compartiments tels que les sédiments marins, les sédiments eau douce, ou encore les nappes souterraines mais que les effets de ces accumulations de substance ne sont pas quantifiés par le modèle.

- Processus de dégradation

Les processus de dégradation sont déterminés à partir des coefficients de dégradation dans les compartiments environnementaux. Ces coefficients sont construits à partir de la constante de dégradation de la substance en fonction du milieu d'émission.

- Processus de transfert

Les processus de transfert regroupent deux types de transport inter-milieux : le transport advectif et le transport diffusif. Le transport advectif est défini par le fait que la substance polluante est mobile comme le milieu environnemental dans lequel elle se trouve. Par exemple, la rivière transporte le polluant dans l'eau douce et/ou dans l'eau salée ou encore la pluie transporte le polluant de l'air à la surface terrestre. Le transport diffusif est un transport passif (qui ne nécessite pas d'énergie) et qui implique le mouvement des molécules de petite taille d'un endroit où elles sont hautement concentrées à un endroit où elles seront moins concentrées. La substance peut être transportée d'un compartiment à un autre et revenir au premier compartiment. Le transport diffusif est un phénomène spontané et automatique et peut être, par exemple, l'absorption gazeuse ou encore la volatilisation.

La matrice des facteurs du devenir est calculée à partir de l'inverse de la matrice des coefficients de transferts (k). Les coefficients de transfert représentent les phénomènes de transfert de la substance entre les différents compartiments environnementaux. Ces coefficients sont calculés indépendamment de la concentration de la substance. Les coefficients de perte (élimination et dégradation) ainsi que les coefficients de transfert sont exprimés en jour⁻¹. Ainsi la matrice des facteurs du devenir de la substance est exprimée en jour. D'une manière plus simple, ces facteurs du devenir représentent le temps de séjour de la substance dans les compartiments environnementaux.

Une multiplication de matrices des facteurs du devenir des compartiments environnementaux de l'Air U aux Sols Agricoles G ($FF_{\text{air U, Sols Agri G}}$) et d'Émission pour les mêmes compartiments ($E_{\text{air U, Sols Agri G}}$) permet ensuite d'obtenir la matrice Masse ($M_{\text{air U, Sols Agri G}}$) (masse de substance dans les compartiments environnementaux de Air U à Sols Agricoles G) puis, en utilisant la matrice Volume des compartiments environnementaux de Air U à Sols Agricoles G ($V_{\text{air U, Sols Agri G}}$), l'obtention de la matrice des Concentrations Environnementales du compartiment environnemental Air U à celui des Sols Agricoles G ($CE_{\text{air U, Sols Agri G}}$) (Équation II.2 et Équation II.3).

$$FF_{\text{air U, Sols Agri G}} \times E_{\text{air U, Sols Agri G}} = M_{\text{air U, Sols Agri G}} \quad (\text{Équation II.2})$$

Avec :

- › $FF_{\text{air U, Sols Agri G}}$: la matrice des facteurs du devenir (en jr⁻¹) ;
- › $E_{\text{air U, Sols Agri G}}$: la matrice émission paramétrée par l'utilisateur (en kg.jr⁻¹) ;
- › $M_{\text{air U, Sols Agri G}}$: la matrice masse (en kg).

Ensuite cette matrice masse permet d'obtenir la concentration environnementale :

$$M_{\text{air U, Sols Agri G}} \times V_{\text{air U, Sols Agri G}} = CE_{\text{air U, Sols Agri G}} \quad (\text{Équation II.3})$$

Avec :

- › $M_{\text{air U, Sols Agri G}}$: la matrice masse (en kg) ;
- › $V_{\text{air U, Sols Agri G}}$: la matrice volume (en m³) ;
- › $CE_{\text{air U, Sols Agri G}}$: la matrice concentration environnementale (en kg.m³).

Modification et adaptation du modèle USEtox

Au regard des objectifs d'évaluation plus fine des impacts locaux et notamment de la toxicité humaine et des odeurs, il est nécessaire de modifier et d'adapter le modèle USEtox. Pour déterminer le devenir de la substance dans l'environnement à partir de ce modèle et dans le cadre de l'évaluation de la toxicité et des odeurs, un premier travail de diminution des échelles géographiques des boîtes et des compartiments environnementaux sur les coefficients de transfert a été réalisé. Dans un second temps, une analyse de sensibilité a permis d'identifier les paramètres locaux dits sensibles que l'utilisateur doit renseigner dans le cadre d'une évaluation des impacts locaux.

- Diminution des échelles géographiques

Dans le cadre de ce travail d'intégration de la différenciation spatiale pour l'évaluation des impacts locaux toxicité et odeurs, les échelles géographiques et les dimensions des boîtes environnementales ne sont pas appropriées. L'objectif de ce travail de thèse est d'appréhender de manière plus fine les impacts locaux en passant par l'intégration des conditions de l'émission et du milieu impacté. La philosophie de ce développement méthodologique est de centrer le modèle de l'évaluation du devenir de la substance dans l'environnement sur la source d'émission et l'impact de cette émission à l'échelle locale, ce qui signifie à proximité du lieu d'émission. La construction actuelle du modèle USEtox présente une vision trop macroscopique par rapport à l'objectif de ce travail. Afin d'être cohérent avec l'approche *Site Dependent*, ce travail de thèse propose de réduire la portée géographique du modèle d'évaluation du devenir à une échelle mésoscopique (niveau intermédiaire entre macroscopique et microscopique) (Figure II.15). Ce passage du niveau macroscopique au niveau mésoscopique consiste en une translation des boîtes continentale et urbaine aux boîtes locale et installation respectivement. La définition d'une boîte installation permet de centrer l'évaluation sur la source d'émission : l'installation, et d'évaluer ensuite à l'échelle locale (boîte locale) les impacts toxiques et olfactifs auxquels sont assujettis les riverains.

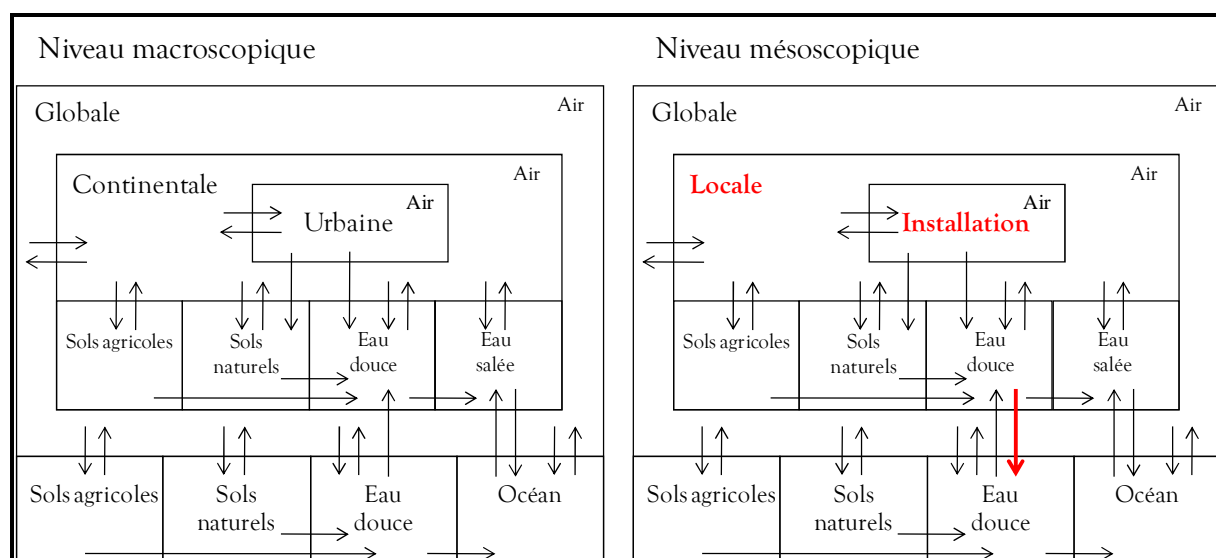


Figure II.15 : Translation des boîtes environnementales du modèle USEtox pour l'évaluation locale

Lors de la diminution des échelles géographiques du modèle USEtox visant à modéliser les impacts à l'échelle locale, il apparaît que la boîte correspondante peut ne pas posséder de compartiment d'eau salée (Figure II.16).

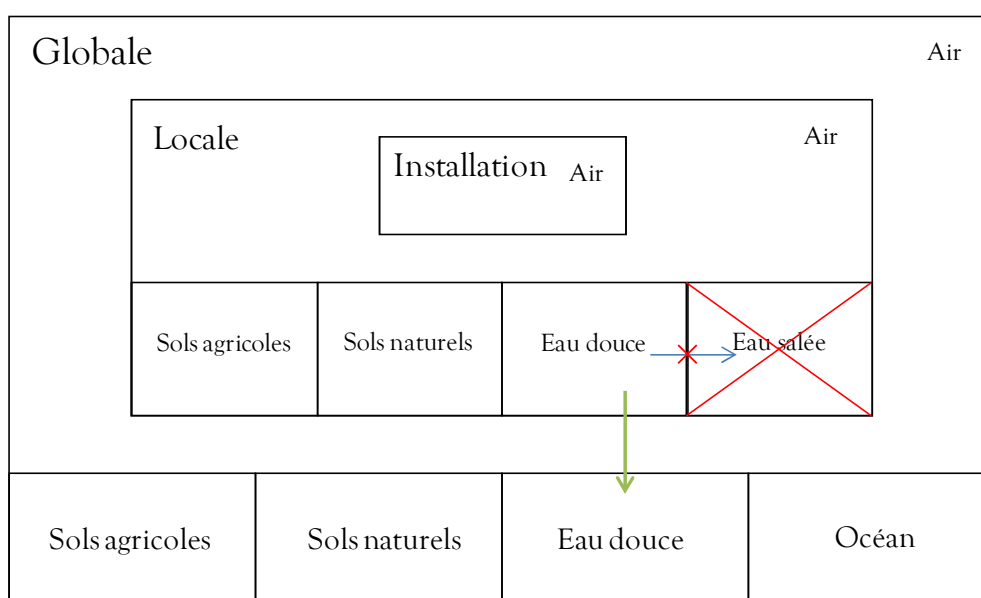


Figure II.16 : Modélisation d'un nouveau transfert entre l'eau douce locale et l'eau douce globale

Dans le cas où la superficie du compartiment environnemental eau salée est nulle ($S_{\text{mer salée L}} = 0$), le transfert entre l'eau douce locale et l'eau salée locale est également nul. Ce qui signifie que, dans le cadre de cette modélisation, aucun transfert n'est possible lorsque la substance est émise dans l'eau douce locale ou qu'elle y est transférée suite à une émission dans un autre compartiment environnemental. Pour modéliser les transferts environnementaux qui peuvent se produire, le transfert entre l'eau douce locale et l'eau douce globale est ajouté du fait de son inexistence dans la version par défaut du modèle USEtox. La modélisation et le calcul de ce nouveau transfert permettent aux substances d'être transférées à l'échelle globale (eau douce

puis océan) au regard de ce qui se produit à l'échelle de la planète. La construction de ce nouveau transfert est disponible en annexe 5 (Annexe 5). La construction de ce transfert s'inspire de la construction des autres transferts similaires, par exemple le transfert de l'eau salée locale à l'océan global. Le transfert ajouté est calculé à partir du débit de précipitations sur le compartiment eau douce locale, des débits de ruissellement issus des sols naturels, agricoles et industriels locaux et de la fraction d'eau douce échangée entre les échelles locale et globale.

Au regard de l'objectif de ce travail de thèse qui est d'évaluer localement l'impact toxique et olfactif d'une émission, les dimensions de la boîte locale (boîte où l'on veut évaluer l'impact pour la population riveraine) ont été choisies en fonction de l'étendue potentielle des effets des impacts toxiques. En effet, les seuils olfactifs sont, pour la majorité des substances, inférieurs aux seuils toxiques. Ce qui signifie que lorsque la population ressent une odeur ou lorsque le seuil olfactif est atteint, le seuil toxique, lui, ne l'est pas car il est plus important que le seuil olfactif. La distance moyenne d'impact des polluants toxiques et olfactifs sélectionnée est de 5 km autour de la source d'émission d'après certains éléments tirés de différentes sources bibliographiques (DIRECTION GENERALE DE LA PREVENTION DES RISQUES, 2010) et (SERVICE INDUSTRIEL DE GENEVE, 2007) (Figure II.17). L'utilisation d'une distance moyenne d'impact de 5 km permet de considérer l'ensemble de la population potentiellement exposée (population contenue dans la boîte locale). En effet, d'après la littérature, au-delà de 5 km autour de la source d'émission, les substances toxiques émises sont trop dispersées pour être néfastes, ce qui signifie que la concentration en substance est trop faible pour atteindre le seuil d'effet associé.

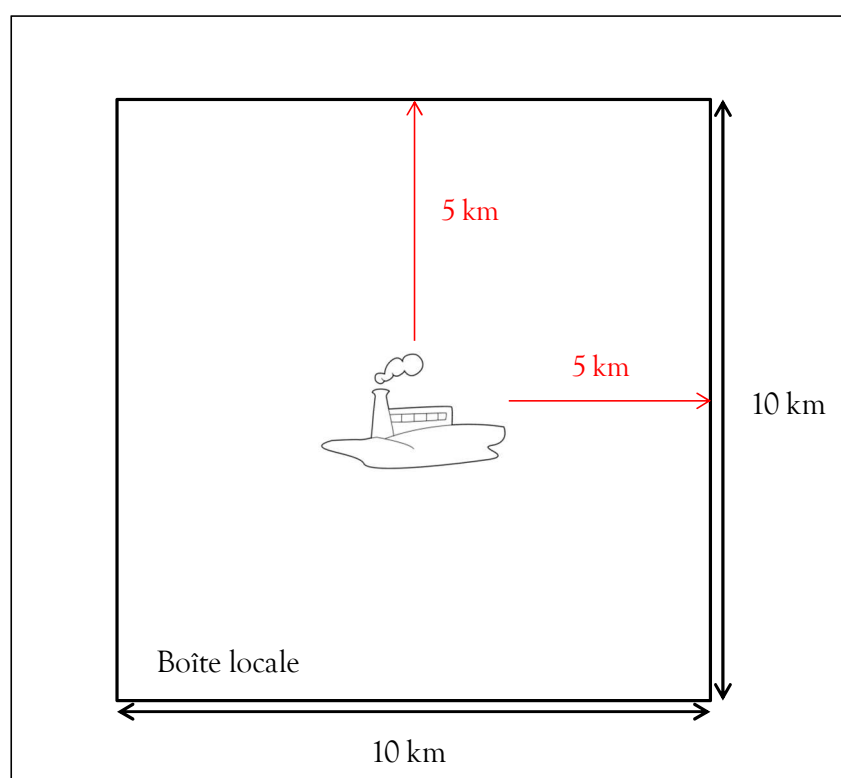


Figure II.17 : Détermination des dimensions de la boîte locale pour l'impact toxicité

Dans cette boîte continentale, appelée désormais boîte locale, il s'agit de modéliser une superficie correspondant à l'étendue potentielle des effets des substances toxiques et/ou olfactives émises par une installation industrielle. L'étendue de la dispersion de ces substances toxiques et olfactives peut être considérée comme identique. L'utilisation de cette échelle mésoscopique permet de modéliser l'environnement dans lequel les substances sont émises et d'évaluer l'effet de ces substances dans un environnement proche de la source d'émission qui représente l'impact auprès des riverains.

La boîte urbaine est réduite à une boîte installation et représente la superficie moyenne d'une installation industrielle composée de sols naturels et de sols industriels. Ces caractéristiques moyennes sont déterminées au regard des dimensions moyennes de plusieurs installations industrielles :

- › Emprise au sol : 0,0025 km², ce qui représente une installation de 50 m de côté ;
- › Fraction sols naturels : 0,05 ;
- › Fraction sols industriels : 0,95.

Les dimensions de la boîte globale n'ont pas été changées afin de conserver un environnement fini global représentant l'ensemble de la planète dans l'esprit du modèle USEtox.

Les boîtes et les compartiments environnementaux du modèle USEtox peuvent être paramétrés en fonction de leurs échelles géographiques mais également en fonction des paramètres spatiaux « territorialisés » définis par l'utilisateur. Le terme paramètres spatiaux « territorialisés » permet de regrouper l'ensemble des paramètres spatiaux intégrés à l'évaluation *via* USEtox et adapté aux caractéristiques des différentes boîtes.

- Paramètres spatiaux « territorialisés »

La multitude de paramètres spatiaux de l'échelle locale à renseigner par l'utilisateur peut s'avérer être un paramètre limitant au regard de la disponibilité de ces données. Parmi tous les paramètres spatiaux à renseigner dans USEtox, il est possible de distinguer les paramètres dimensions et les paramètres environnement :

- › Paramètres dimensions :
 - Superficie terrestre et maritime ;
 - Fraction d'eau douce, de sols naturels, de sols agricoles et de sols industriels ;
- › Paramètres environnement :
 - La température ;
 - La vitesse du vent ;
 - La profondeur du compartiment eau douce ;
 - Le taux d'eau douce échangée entre les boîtes globale et locale ;
 - La fraction de ruissellement ;

- La fraction d'infiltration ;
- L'érosion du sol.

Au regard du grand nombre de paramètres spatiaux à rechercher et à renseigner par l'utilisateur pour modéliser les milieux émetteurs et récepteurs, il semble pertinent d'identifier ceux qui sont jugés prépondérants dans la détermination des coefficients de transfert et par extrapolation dans la détermination de la concentration environnementale. L'identification de ces paramètres est réalisée *via* une analyse de sensibilité. Elle doit permettre de cibler l'effort de recherche de données et de détermination précise de leur valeur sur les paramètres prépondérants et de limiter le travail de collecte des données. L'analyse de sensibilité est réalisée en faisant varier la valeur des paramètres territorialisés de leur valeur minimale à la valeur maximale en définissant une valeur moyenne. Cette analyse de sensibilité est grossière mais constitue un premier travail d'identification des paramètres sensibles. Les paramètres spatiaux sont jugés sensibles lorsque la modification de leur valeur entraîne une différence de résultats pour au moins deux coefficients de transfert. Pour réaliser cette analyse de sensibilité, un premier travail d'étude d'interdépendance entre certains paramètres est réalisé. En effet, lorsque l'interdépendance est formulée, la variation d'un paramètre entraîne la variation d'un ou plusieurs autres paramètres (fraction eau douce, sols naturels, sols agricoles et sols industriels ainsi que fraction de ruissellement et d'infiltration). Un exemple de calcul de cette analyse de sensibilité est disponible en annexe 6 (Annexe 6).

A l'issue de cette analyse de sensibilité, deux paramètres sont jugés sensibles : la température et le taux de précipitation. Cependant, au regard de la seule voie d'exposition évaluée, l'inhalation, et selon certains dires d'experts (INERIS, 2005), nous estimons que le paramètre vitesse du vent doit également être classé dans la catégorie paramètre sensible. Dans le cadre d'une modélisation avec USEtox, ces trois paramètres spatiaux doivent faire l'objet d'une attention particulière afin de correspondre au plus près à l'environnement à modéliser.

Le second item de la modélisation de la chaîne de cause à effet, l'analyse du devenir, permet d'intégrer et d'évaluer les phénomènes que subit la substance après son émission : transfert, élimination et dégradation. Dans le cadre de la méthodologie développée dans ce travail de thèse, l'analyse du devenir est réalisée *via* l'utilisation du modèle USEtox, modèle dédié à l'évaluation de la toxicité et de l'écotoxicité aquatique. Seulement, pour l'évaluation des impacts locaux tels que la toxicité et les odeurs, un changement d'échelle a été réalisé afin de modéliser les impacts à l'échelle locale. Un effort de recherche des valeurs des paramètres spatiaux doit être apporté plus particulièrement pour les paramètres température, vitesse du vent et taux de précipitations, paramètres spatiaux jugés sensibles au regard des résultats de l'analyse de sensibilité réalisée.

II.2.1.2.1.3 Analyse de l'exposition

Le troisième item de la modélisation de la chaîne de cause à effet est l'analyse de l'exposition et vise à différencier les émissions en fonction du milieu environnemental dans lequel elles se produisent. Pour rappel, seule la voie d'exposition par inhalation est étudiée ici.

La prise en compte de la sensibilité de l'environnement est réalisée au travers de la considération de la concentration d'émission (concentration environnementale déterminée à l'issue de l'analyse du devenir) associée à la concentration bruit de fond de la substance étudiée (Figure II.10). L'intégration de la concentration bruit de fond au calcul de la concentration d'exposition, concentration à laquelle seront soumises les cibles, permet de différencier les émissions en fonction de l'environnement dans lequel elles se produisent : milieu pollué ou non.

L'addition de la concentration bruit de fond à la concentration environnementale permet d'intégrer les conditions locales de l'environnement impacté et permet d'obtenir une concentration d'exposition différenciée spatialement. Cette notion de concentration de bruit de fond n'est actuellement pas intégrée à l'évaluation de l'impact toxicité *via* l'ACV.

II.2.1.2.1.4 Analyse de l'effet

Le dernier item de la modélisation de la chaîne de cause à effet considéré dans ce travail de thèse est l'analyse de l'effet. L'objectif de cet item est de déterminer, à partir des seuils d'effet (toxiques et olfactifs) des substances, un seuil d'effet au-dessous duquel la population analysée ne présentera pas d'effet. Pour expliquer la construction de l'analyse de l'effet, nous aborderons dans un premier temps, les approches conceptuelles existantes pour modéliser l'impact toxicité : l'approche *less is better* et l'approche *best estimate*.

✕ Dichotomie approche « *less is better* » versus approche « *best estimate* »

Cette analyse de l'effet est au cœur d'un débat dans la communauté scientifique de l'évaluation du risque toxique (POTTING, HAUSCHILD, *et al.*, 1999). En effet, il existe deux approches différentes visant à modéliser l'effet d'une substance : l'approche *less is better* et l'approche *best estimate*.

- L'approche *less is better* est basée sur le principe de précaution selon lequel toute substance émise dans l'environnement a un effet (sur les écosystèmes, les êtres humains,...). Dans le cadre de cette approche, les calculs d'impacts et d'effets sont souvent majorés. Cette approche *less is better* ne modélise pas de seuil d'effet et peut être représentée par une relation linéaire entre la dose et la réponse selon l'approche *Site Generic* (Figure II.2) (AISSANI, 2008) ;
- L'approche *best estimate* ou également *above threshold* est basée sur la notion de seuil d'effet et d'estimation au plus près de la concentration de la substance et de son effet. Elle intègre plus de paramètres à l'évaluation, s'appuie sur les seuils d'effet des substances et vise une évaluation plus fine de l'impact. Cette approche peut être représentée par la courbe sigmoïdale modélisant la courbe dose-réponse selon l'approche *Site Dependent* (Figure II.2) (AISSANI, 2008).

Ces approches représentent les deux courants de pensée existants actuellement et se retrouvent respectivement dans deux approches de l'évaluation du risque toxique que sont

l'ACV (*less is better*) et l'évaluation du risque (*best estimate*). Même si ces deux approches présentent certaines différences (

Tableau II.6), leur couplage est une bonne façon de réduire le risque total lié à l'émission de substances chimiques dans la mesure où ces approches sont complémentaires au regard de leur périmètre et de leur finesse d'évaluation (OLSEN, CHRISTENSEN, *et al.*, 2001).

Approche « best estimate » avec USEtox

Pour expliquer le calcul du facteur de l'effet toxique *via* le modèle USEtox, il est nécessaire d'expliquer certaines informations relatives aux données de toxicité. En effet, dans la littérature, il est fréquent d'identifier différentes valeurs décrivant l'effet redouté pour la moitié de la population étudiée tels que la LD50 (*Lethal Dose 50*) ou encore l'ED50 (*Effective Dose 50*). Tous ces paramètres permettent de définir une dose (ou une concentration) pour laquelle l'effet redouté est observé pour la moitié de la population analysée. Par exemple, il peut s'agir d'effets nocifs, toxiques, irritants, cancérigènes, mutagènes ou létaux.

Dans le modèle USEtox, le facteur de l'effet toxique relie la quantité ingérée pour une population précise *via* une voie d'exposition précise aux effets néfastes provoqués (ou le risque potentiel) par substance sur un organisme (ROSENBAUM, MARGNI, *et al.*, 2007). Dans USEtox, le facteur de l'effet est calculé pour les effets cancérigènes et pour les effets non cancérigènes. De plus, chacun de ces effets est déterminé pour deux voies d'absorption : inhalation et ingestion.

Calcul du facteur de l'effet à partir de la dose d'effet (ED₅₀)

Pour calculer le facteur de l'effet toxique, il est admis que la relation dose-réponse peut être représentée par une droite (Figure II.18).

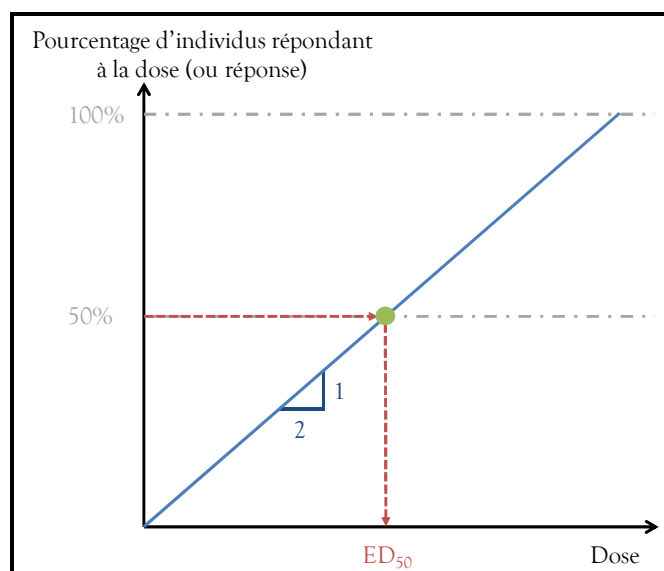


Figure II.18 : Procédure d'extrapolation pour déterminer le facteur de l'effet au sein de USEtox

Au regard de cette relation dose-réponse, la ED₅₀ correspond à la dose pour laquelle la moitié de la population montre un effet. Le facteur de l'effet (FE) toxique est défini au regard de la pente de cette courbe et de la ED₅₀ (Équation II.4).

$$FE = \frac{0,5}{ED_{50}} \quad (\text{Équation II.4})$$

Le facteur d'effet est exprimé en nombre de cas (de cancer ou de non cancer) en fonction de la masse de substance émise.

Pour la voie d'absorption inhalation, cette dose d'effet est calculée de la façon suivante et à partir de données issues de mesures expérimentales réalisées sur des animaux (Équation II.5) :

$$ED_{50} = \frac{ED50_{a,t,j} \times BW \times LT \times N}{AF_a \times AF_t \times 10^6} \quad (\text{Équation II.5})$$

Avec :

- $ED50_{a,t,j}$: la dose quotidienne absorbée par l'animal a (ex : le rat) pendant une durée t en fonction du poids BW de cet animal et qui a une probabilité de 50% d'engendrer une maladie pour la voie d'exposition j . Cette donnée est exprimée en $mg.kg^{-1}.j^{-1}$;
- BW (*body weight*) : le poids moyen d'un homme (70 kg) ;
- LT (*life time*) : la durée de vie humaine moyenne (70 ans) ;
- N : le nombre de jours dans une année, soit $365 j.an^{-1}$;
- AF_a : le facteur d'extrapolation entre les différentes espèces (en fonction de leur poids) (Annexe 7) (HUIJBREGTS, ROMBOUITS, *et al.*, 2005) et (HUIJBREGTS, HAUSCHILD, *et al.*, 2010) ;
- AF_t : le facteur d'extrapolation entre les différentes modalités d'exposition (exposition chronique, subchronique ou subaiguë). D'après HUIJBREGTS, ROMBOUITS *et al.*, (HUIJBREGTS, ROMBOUITS, *et al.*, 2005), ces facteurs d'extrapolation sont égaux à 2, dans le cas du passage d'une ED_{50} subchronique à une donnée chronique et à 5, dans le cas du passage d'une ED_{50} subaiguë à une donnée chronique.

Calcul de la dose d'effet (ED_{50}) à partir de la NOAEL pour les substances non cancérigènes

Pour les effets non cancérigènes et lorsque la ED_{50} est manquante, cette dernière peut être estimée à partir de la concentration (ou dose) maximale pour laquelle aucun effet n'est constaté. Dans ce cas, la ED_{50} est calculée de la façon suivante (Équation II.6) :

$$ED50_{a,t,j} = NOAEL_{a,t,j} \times AF_n \quad (\text{Équation II.6})$$

Avec :

- $NOAEL_{a,t,j}$: la dose quotidienne (ou la concentration) maximale en fonction du poids de l'animal a pendant une durée t qui n'engendre aucun effet et par la voie d'absorption j (en $mg.kg^{-1}.j^{-1}$ ou en $mg.m^{-3}$) ;
- AF_n : le facteur d'extrapolation de la NOAEL vers la ED50. D'après HUIJBREGTS, ROMBOUITS *et al.*, (HUIJBREGTS, ROMBOUITS, *et al.*, 2005), ce facteur peut être estimé à 9 pour la plupart des substances.

Calcul de la NOAEL à partir de la LOAEL

Pour certaines substances, la ED_{50} et la NOAEL ne sont pas disponibles. Dans ce cas, il s'agit d'extrapoler la NOAEL à partir de la concentration (ou dose) la plus faible pour laquelle des effets nocifs sont constatés (*Lowest Observable Adverse Effect Level* (LOAEL)) (Équation II.7) :

$$NOAEL_{a,t} = \frac{LOAEL_{a,t}}{AF_1} \quad (\text{Équation II.7})$$

Avec :

- $LOAEL_{a,t}$: la dose (ou la concentration) minimale pour laquelle des effets nocifs sont constatés pour l'animal a pendant une durée t (en $mg.kg^{-1}.j^{-1}$ ou en $mg.m^{-3}$) ;
- AF_1 : le facteur d'extrapolation de la LOAEL vers la NOAEL. D'après HUIJBREGTS, ROMBOUITS *et al.*, (HUIJBREGTS, ROMBOUITS, *et al.*, 2005), ce facteur peut être estimé à 4 pour la plupart des substances.

Pour résumer, USEtox calcule un facteur de l'effet toxique à partir de la ED_{50} de la substance (données disponibles sur la courbe dose-réponse) et d'un facteur 0,5 qui correspond au facteur de la pente de la relation dose-réponse. Lorsque la dose d'effet n'est pas disponible, pour le cas des substances non cancérigènes, la dose d'effet est déterminée à partir de la NOAEL et d'un facteur d'extrapolation. Dans les cas où la NOAEL n'est pas disponible, elle peut être déterminée à partir de la LOAEL.

✘ Proposition d'une approche mixte

L'ACV, basée sur l'approche *less is better* permet de quantifier les impacts environnementaux potentiels d'un système tout au long de son cycle de vie. Cependant, cette approche ne permet pas d'intégrer la notion de seuil d'effet et quantifie un impact sans étudier son éventuelle réalisation et donc un éventuel non-dépassement du seuil d'effet. Le couplage des approches *best estimate* et *less is better* permet de concilier le caractère global de l'ACV et l'intégration d'un

seuil d'effet au regard de la prise en compte des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté.

Le dernier item de la phase de classification complexifiée a pour objectif de déterminer le risque d'impact potentiel de la substance étudiée (Figure II.10). La détermination d'un ratio d'occurrence vise à identifier la réalisation potentielle de l'impact. Ce ratio est calculé à partir de la concentration d'exposition (déterminée à l'issue de l'analyse de l'exposition) et du seuil d'effet de la substance (Équation II.8). Lorsque la méthodologie est appliquée à l'évaluation de l'impact toxicité, le seuil d'effet utilisé correspond à la concentration maximale sans effet. Dans le cadre de l'évaluation de l'impact odeur, le seuil d'effet utilisé correspond au seuil olfactif de la substance. Cette donnée est issue d'études olfactométriques et est déterminée à partir de tests visant à identifier le niveau de détection et le niveau de reconnaissance pour une substance donnée.

$$RO_i = \frac{[exposition]_i}{\text{Seuil d'effet}_i} \quad (\text{Équation II.8})$$

Avec :

- RO_i : le Ratio d'Occurrence de la substance i : ratio permettant de déterminer la réalisation potentielle de l'impact pour la substance i ;
- $[exposition]_i$: la concentration d'exposition de la substance i déterminée à partir de la concentration environnementale et de la concentration bruit de fond (en $mg.m^{-3}$) ;
- Seuil d'effet_i : seuil d'effet toxique ou olfactif de la substance i (en $mg.m^{-3}$).

À la suite de la détermination de ce ratio d'occurrence, il s'agit d'interpréter cette valeur. Pour cela, il est nécessaire de construire une échelle d'interprétation.

- Une première zone dans laquelle il est admis qu'il n'existe pas de risque d'impact : entre 0 et α ;
- Une seconde zone, appelée zone « floue » dans laquelle un risque d'impact peut exister : entre α et β ;
- Une troisième zone dans laquelle le risque d'impact est avéré : entre β et $+\infty$.

La définition de cette échelle d'interprétation permet de définir une zone dans laquelle nous admettons que le risque d'impact est probable, au regard des limites de la méthodologie développée, mais pas avéré. La définition de la zone « floue » correspond à l'approche *less is better* qui, intégrée dans une approche globale *best estimate*, permet un couplage de ces deux approches et permet de réduire les limites de l'évaluation des impacts locaux par l'ACV. Pour traduire la valeur du ratio d'occurrence, nous avons construit une échelle d'interprétation selon l'hypothèse d'une classification ternaire afin de diminuer les limites d'une classification binaire. En effet, l'utilisation d'une classification binaire limite les intervalles aux valeurs inférieures à 1 et supérieures à 1. Lorsque le ratio d'occurrence est égal à 1, la concentration d'exposition est identique au seuil d'effet. Or, ce seuil d'effet (toxique ou olfactif) est déterminé en fonction de

certaines conditions expérimentales pour certaines espèces. L’intégration de tous ces paramètres dans l’évaluation peut faire varier la valeur de ce seuil d’effet. Dans le cadre de l’évaluation de la réalisation potentielle des impacts toxicité et odeurs, nous nous intéressons plus particulièrement à ce qui se passe avant d’atteindre le seuil d’effet. C’est pour cette raison que nous préférons utiliser une classification ternaire plutôt que binaire. Le terme ternaire est toutefois à nuancer. En effet, la méthodologie de classification proposée est bien ternaire en répartissant le RO dans trois intervalles. Cependant, le passage à la caractérisation est réalisé à travers deux solutions : existence d’un risque d’impact ou absence de risque d’impact. Lorsque le risque d’impact existe, son calcul est identique dans les deux zones : risque d’impact possible et risque d’impact avéré. Cette classification ternaire est donc semi-quantitative et la quantification *via* la caractérisation est alors binaire. Une réflexion quant à l’utilisation d’une classification ternaire quantitative est proposée dans la partie perspectives.

Dans la mesure où nous nous intéressons plus particulièrement à ce qui se passe avant le seuil d’effet, nous posons la valeur du paramètre β à 1, ce qui signifie que la concentration d’exposition est égale au seuil d’effet. Un travail plus complexe est réalisé pour définir la valeur du paramètre α . Afin de mener à bien la méthodologie, la détermination de la borne du premier intervalle est faite au regard de l’ordre de grandeur de l’écart minimal qui peut être constaté entre les différentes valeurs des seuils d’effet disponibles dans la littérature. La définition des paramètres α et β est réalisée dans le chapitre III pour l’exemple d’application de la méthode.

L’introduction d’un seuil d’effet (toxique ou olfactif) permet de coupler l’évaluation environnementale (ACV) avec la méthode d’évaluation des risques. L’utilisation combinée de ces méthodes permet de calculer un impact au regard d’une réflexion sur sa réalisation potentielle et non pas dès l’émission de la substance tout en intégrant un seuil d’effet à l’évaluation. Comparée à la phase de classification traditionnellement réalisée dans l’ACV, cette phase de classification complexifiée permet d’introduire, par l’intermédiaire d’une classification ternaire semi-quantitative, une zone floue pour laquelle il est admis que les incertitudes et les limites de la méthodologie proposée peuvent affecter ou non la présence du risque d’impact.

II.2.1.2.2 Le calcul du facteur de caractérisation

Pour rappel, la caractérisation de l’impact est réalisée à la suite des analyses du devenir, de l’exposition et de l’effet (Figure II.10). La caractérisation de l’impact est réalisée dans les cas où le facteur d’occurrence se situe dans le second ou dans le troisième intervalle, c’est-à-dire qu’au regard de la valeur du ratio d’occurrence, il est admis qu’il existe un risque d’impact.

Dans le cadre de la méthodologie développée, la caractérisation de l’impact passe par la détermination d’un facteur de caractérisation, comme dans les calculs d’impacts réalisés classiquement dans l’ACV (Équation II.9).

$$FC_i = \frac{\text{Seuil d'effet}_i}{\text{Seuil d'effet}_{\text{réf}}} \quad (\text{Équation II.9})$$

Avec :

- FC_i : le facteur de caractérisation de la substance i ;
- Seuil d'effet $_i$: le seuil d'effet toxique ou olfactif de la substance i (en mg.m^{-3}) ;
- Seuil d'effet $_{\text{réf}}$: le seuil d'effet toxique ou olfactif de la substance de référence (utilisé pour exprimer les résultats dans une unité commune) (en mg.m^{-3}).

Pour rappel, pour l'impact toxicité, le facteur d'effet correspond à la concentration maximale qui n'engendre pas d'effet observable (NOAEL) et pour l'impact odeur, le seuil d'effet correspond au seuil olfactif. La détermination de la substance de référence est réalisée au regard de la nature des impacts évalués : toxicité ou odeur, et pour l'impact odeur au regard du type de substance.

II.2.1.2.2.5 Détermination d'une substance de référence

L'utilisation de la notion « substance de référence » permet d'exprimer l'impact, au sein d'une même catégorie, dans une unité qui soit commune à toutes les substances considérées.

✘ Impact toxicité

Il a été choisi dans cette première approche d'utiliser une unité connue et classique pour l'impact toxicité, le 1,4 dichlorobenzène, comme vu à la section II.1.3.2.1, substance de référence utilisée dans une des méthodes de caractérisation la plus plébiscitée, la méthode CML 2001.

✘ Impact odeur

La détermination de la substance de référence pour l'impact odeur est plus complexe que celle de l'impact toxicité. En effet, comme écrit précédemment, l'odeur n'est pas évaluée dans les ACV classiques. Dans le cadre de la détermination de cet impact, il s'agit de construire véritablement la méthodologie d'évaluation.

Il existe des travaux sur la problématique odeur en matière de traitement de déchets, ces travaux ayant donné lieu à des outils qui déterminent des substances de référence en matière d'odeur et notamment la « roue des odeurs du compost » (ROSENFELD, CLARK, *et al.*, 2007). Les substances émises lors du procédé de compostage sont regroupées en fonction de leur type d'odeur (Figure II.19).

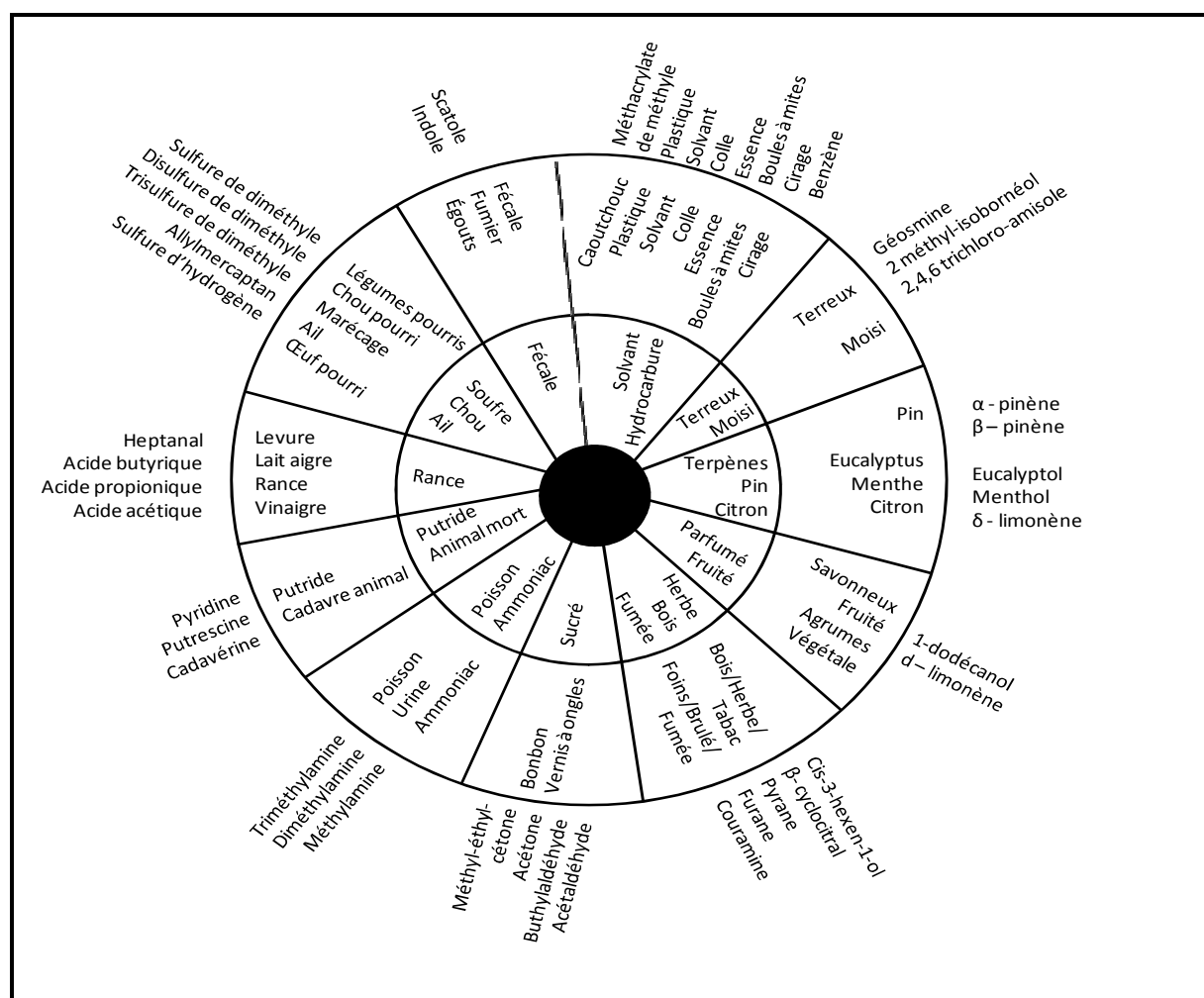


Figure II.19 : Roue des odeurs du compost inspirée de (ROSENFELD, CLARK, et al., 2007)

Cette roue des odeurs définit différents types d'odeur pour l'émission de différentes substances. Pour chaque type d'odeur, nous avons choisi une substance de référence parmi celles citées. Les substances de référence sont choisies en fonction de leur odeur caractéristique, de la disponibilité des données (concentration bruit de fond ou encore seuil olfactif) mais également en fonction de leurs possibles mesures sur un site de compostage :

- Le type d'odeur « solvant/hydrocarbure » pour lequel la substance de référence est le benzène ;
- Le type d'odeur « moisi/terre » pour lequel la substance de référence est la géosmine ;
- Le type d'odeur « pin/citron » pour lequel la substance de référence est l'alpha-pinène ;
- Le type d'odeur « fruité » pour lequel la substance de référence est le δ-limonène ;
- Le type d'odeur « fumée » pour lequel la substance de référence est la coumarine ;
- Le type d'odeur « doux » pour lequel la substance de référence est l'acétone ;
- Le type d'odeur « poisson/ammoniac » pour lequel la substance de référence est l'ammoniac ;

- Le type d'odeur « pourri/mort » pour lequel la substance de référence est la cadavérine ;
- Le type d'odeur « rance » pour lequel la substance de référence est l'acide acétique ;
- Le type d'odeur « chou » pour lequel la substance de référence est le sulfure de diméthyle ;
- Le type d'odeur « égout » pour lequel la substance de référence est l'indole.

Les impacts toxique et olfactif sont déterminés à partir des facteurs de caractérisation précédemment calculés et des masses de substances émises (Équation I.1). Les informations relatives à la masse de substance émise sont issues de l'étape d'inventaire des flux du système.

À la suite de ce développement d'une méthodologie d'évaluation localisée des impacts toxicité et odeurs, il est d'ores et déjà possible d'identifier des éléments de discussion *a priori*. Ces éléments de discussion *a priori* pourront, ensuite, être mis en parallèle avec ceux identifiés suite à l'application de la méthode à un exemple concret réalisé dans le chapitre III.

II.2.2 Discussion *a priori* sur cette proposition d'intégration de la dimension spatiale

La méthodologie développée dans le cadre de cette thèse vise à intégrer les conditions spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation afin de fournir une évaluation plus fine des impacts locaux de la gestion des déchets ménagers que sont la toxicité et les odeurs. Au regard des limites encadrant l'évaluation actuelle de ces enjeux, il est apparu nécessaire de développer une nouvelle méthodologie tentant d'approcher la question de la réalisation potentielle d'un impact local et ses potentiels effets. Avant toute application à l'évaluation d'une filière de traitement des déchets, il est d'ores et déjà possible de lister quelques points de discussion.

II.2.2.1 Disponibilité des données

La méthodologie développée est assujettie à la disponibilité d'un certain nombre de données, notamment des données en termes de spatialisation, telles que les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques des milieux, la concentration bruit de fond ou encore les seuils d'effet. Beaucoup de données peuvent s'avérer manquantes tout en étant indispensables : seuils d'effet toxicologiques, seuils olfactifs, concentrations bruit de fond, données physico-chimiques des substances,.... Ce manque de disponibilité des données s'avère handicapant dans la mesure où, si elles ne sont pas connues, la méthodologie proposée ne peut pas être mise en application, ce qui signifie par extrapolation, que le calcul de l'impact ne peut pas être réalisé. Toute méthode d'évaluation est soumise à la problématique de disponibilité des données mais également à la précision des données utilisées. En matière de précision des données utilisées, le praticien doit être particulièrement vigilant quant à l'origine des données qu'il utilise mais également quant à leur validité d'un point de vue temporel et d'un point de vue technique.

II.2.2.2 Utilisation du modèle USEtox

Pour affiner le plus possible la quantification des impacts locaux, la méthodologie proposée s'appuie sur un grand nombre de données et d'outils qu'il peut être complexe d'acquérir et d'utiliser. L'utilisation du modèle USEtox permet d'intégrer certaines caractéristiques spatiales de la source d'émission à l'évaluation et d'obtenir une concentration environnementale disponible à laquelle seront soumises les cibles. La détermination de la concentration environnementale *via* le modèle est cependant soumise aux limites de fonctionnement et de modélisation de USEtox.

II.2.2.2.1 Les limites d'un modèle statistique

L'utilisation du modèle USEtox est assujettie aux données issues de l'inventaire. En effet, il est nécessaire de renseigner un flux journalier (massique) de substance pour obtenir une concentration environnementale de cette substance dans chacun des compartiments

environnementaux pris en charge par USEtox. Ce flux journalier est fonction du bilan matière de l'installation analysée et le plus souvent ce bilan est annuel. L'utilisation de données annuelles converties en flux journaliers entraîne un lissage des pics d'émission dans le temps. Or les pics d'émission (liés au fonctionnement normal de l'installation) sont souvent les responsables majoritaires de l'apparition de nuisances olfactives. Ce lissage des pics est donc une limite relativement forte pour l'évaluation des nuisances olfactives potentiellement engendrées par les installations.

Par ailleurs, il est possible de majorer la donnée d'émission en entrée du modèle afin de simuler un pic d'émission. Cependant, le caractère statique du modèle entraîne un calcul de concentration environnementale de la substance à l'équilibre dans les différents compartiments environnementaux et non une concentration « instantanée » présentant une cinétique en termes de devenir. L'intégration de ces pics d'émission est possible uniquement sous condition d'utiliser un modèle dynamique tel que *POP Cycling* (évaluation de la distribution des Polluants Organiques Persistants (POP) dans la région baltique) qui permettrait de calculer des concentrations environnementales au regard de ces pics d'émission.

II.2.2.2.2 Question de la complétude des bases de données des substances sous USEtox

Les bases de données disponibles avec le modèle concernent des substances organiques et quelques métaux. La base de données des substances organiques regroupe quelques trois mille substances et celle des métaux (appelée base de données inorganiques) contient une vingtaine de substances. Actuellement, il existe plus de trente milles substances utilisées dans le domaine industriel. Au regard de ce chiffre, la base de données relative aux substances organiques apparaît quelque peu limitée. Pour palier cette limite importante du modèle, une communauté de chercheurs travaille à l'intégration d'un plus grand nombre de substances au modèle d'évaluation. La base de données appelée « inorganique » ne concerne que des métaux⁸. Les autres composés tels que les substances inorganiques (NH₃, H₂S,...) ne sont pas pris en charge par le modèle USEtox, ceci est lié à des phénomènes de spéciation (analyse quantitative de distribution d'un élément) qui diffèrent et se complexifient lorsque les composés sont inorganiques.

II.2.2.2.3 Modèle imbriqué versus modèle maillé

Pour spatialiser une émission, il est possible d'utiliser deux types de modèles d'évaluation : le modèle imbriqué et le modèle maillé. USEtox est typiquement un modèle imbriqué. USEtox réduit l'environnement étudié en trois cellules imbriquées avec des dimensions et des caractéristiques différentes. Le modèle maillé divise l'environnement en

⁸ Les métaux compris dans la base de données inorganiques sont : l'argent, l'arsenic, le baryum, le béryllium, le cadmium, le cobalt, le chrome, le cuivre, le mercure, le molybdène, le nickel, le plomb, l'antimoine, le sélénium, l'étain, le thallium, le vanadium et le zinc.

cellules de même nature. La principale différence entre ces deux types de modèles est la finalité d'utilisation. Le maillage d'un territoire vise à identifier la sensibilité de chacune des cellules alors que les boîtes environnementales imbriquées modélisent la sensibilité moyenne de chacun des types de cellules (au nombre réduit le plus souvent).

II.2.2.3 Une analyse de l'exposition non finalisée

Dans le cadre de ce travail de thèse, l'enjeu a résidé en la déclinaison de l'approche *Site Dependent* pour l'évaluation des impacts locaux. Cette déclinaison a été centrée sur la construction d'une méthodologie permettant la prise en compte des questions d'occurrence des impacts. Pour ce faire, nous avons réalisé un travail important sur l'analyse du devenir au détriment d'un autre point qui apparaît important : l'analyse de l'exposition. Celle-ci est réduite au minimum et vise à déterminer la concentration d'exposition à laquelle seront soumises les cibles dans les différents compartiments environnementaux. Dans l'idéal, elle devrait permettre de vérifier si la présence des cibles (sensibles) coïncide avec la présence de la substance dans les différents compartiments environnementaux et pour les voies d'exposition concernées. Ce dernier point n'a pas été abordé dans la méthodologie proposée du fait du temps nécessaire pour son développement et il pourrait, par exemple, s'agir d'étudier la probabilité de « contact » entre cible et substance. Ce travail peut être envisagé, notamment, par l'utilisation de données comme la densité de population, où il s'agirait de déterminer un « risque d'exposition » en fonction de cette densité de population.

II.2.2.4 L'introduction d'un droit à polluer

En analysant la structure de la méthodologie d'évaluation des impacts locaux développée dans ce travail de thèse, il est possible d'identifier l'introduction d'un droit à polluer. Le terme droit à polluer signifie, au regard de la méthode proposée, que l'émission de substances potentiellement polluantes (en deçà d'une certaine valeur ; seuil d'effet par exemple) est admise. Dans notre cas d'étude, le terme droit à polluer est à distinguer de la notion de droit à polluer issue du protocole de Kyoto (achat de crédits de carbone par certains pays industrialisés à d'autres pays). En effet, dans notre cas, nous admettons l'introduction d'un droit à polluer lorsque l'évaluation des impacts locaux tels que la toxicité ou les odeurs permet d'obtenir un ratio d'occurrence qui se situe dans le premier intervalle, entre 0 et le paramètre α . Lorsque le ratio est dans cet intervalle, nous admettons qu'il n'existe pas de risque d'impact (Figure II.10). Le ratio d'occurrence étant calculé à partir de la concentration d'exposition et de la concentration bruit de fond, celui-ci est d'autant plus faible lorsque la concentration bruit de fond est faible. Une concentration bruit de fond faible signifie que l'environnement d'émission est relativement peu pollué. Si le ratio d'occurrence se situe dans le premier intervalle, nous pouvons supposer que les émissions gazeuses liées au fonctionnement de l'installation industrielle pourraient éventuellement dégrader la qualité de l'environnement. Dans ce cas, il est alors possible d'identifier un droit à polluer un environnement *a priori* sain.

Par ailleurs, lorsque la concentration bruit de fond de la substance étudiée est nettement supérieure à la concentration environnementale de la substance étudiée, le dépassement du seuil d’effet est-il imputable à la concentration bruit de fond ou à l’émission de l’installation de traitement ? Par la suite, le calcul de l’intensité de l’impact pourrait être réalisé *au prorata* de sa part dans le dépassement du seuil.

CONCLUSION

Depuis plusieurs années, la crédibilité de l'ACV est mise à mal au regard des limites méthodologiques qu'elle présente en matière d'évaluation des impacts locaux, puisqu'elle dépend fortement des conditions spatio-temporelles de la source d'émission et du milieu impacté. Or, l'ACV n'intègre pas ces caractéristiques à l'évaluation ou que très partiellement. Par une analyse des quatre étapes de l'ACV, il apparaît que l'agrégation effectuée entre l'étape d'inventaire et l'étape d'évaluation des impacts entraîne une perte d'information notamment spatiale en faveur d'une simplification de l'interprétation des résultats mais au détriment de l'utilisation des informations spatiales quant aux sources d'émission. C'est donc à l'intersection de ces deux étapes que se joue la mise en œuvre et l'intérêt de la différenciation spatiale pour l'évaluation des impacts locaux.

Dans le domaine de la gestion des déchets ménagers, une analyse bibliographique et des retours d'expérience montrent que l'évaluation de certains enjeux locaux par l'ACV dans un contexte de décision publique ne répond que partiellement aux attentes des acteurs, notamment en ce qui concerne l'évaluation des risques pour la santé humaine et la génération de nuisances telles que les odeurs. L'évaluation non-satisfaisante (car décontextualisée) ou même non-existante de ces enjeux peut entraîner le rejet du processus d'évaluation et de la validité ainsi que l'utilité de ses résultats. L'évaluation de la toxicité au moyen de l'ACV apparaît sensible et peu robuste au regard de la non prise en compte des caractéristiques spatiales de la source d'émission. Actuellement, l'évaluation de la toxicité au moyen de l'ACV présente des lacunes en matière de modélisation de l'impact et des paramètres à considérer. Le calcul de l'impact toxique est fonction de la masse de substance émise et d'un facteur de caractérisation. Ceci signifie que l'impact est uniquement proportionnel à la masse de la substance émise. Or, l'apparition d'effets toxiques dépend également des conditions d'exposition, c'est-à-dire des conditions du milieu dans lequel la substance est émise mais également les conditions du milieu dans lequel l'individu y est exposé. En ce qui concerne les nuisances olfactives, elles ne sont pas évaluées par l'ACV. Cette non-évaluation peut s'expliquer au regard de la complexité à appréhender ce sens qu'est l'odorat de manière objective. Dès lors, au regard de l'importance en termes d'enjeux que revêtent la toxicité et les odeurs et le manque de finesse dans leur évaluation, une réflexion permettant d'appréhender une évaluation enrichie d'éléments de différenciation spatiale a été entamée.

Au regard des lacunes de l'ACV en matière d'évaluation des enjeux toxicité et odeurs, il semble nécessaire de développer une méthodologie permettant de concilier l'approche globale de l'ACV et le besoin d'une évaluation plus fine de ces impacts locaux. Actuellement, et d'une manière générale, la modélisation et la quantification de l'impact environnemental sont réalisées selon l'approche *Site Generic*, pour laquelle l'environnement est qualifié d'environnement standard. La seconde approche couramment utilisée dans les évaluations environnementales et notamment les Études d'Impact, est l'approche *Site Specific*. Au regard du caractère global de l'ACV, cette approche est difficile à mettre en œuvre quant à la quantité de

données à collecter. Pour concilier le caractère global de l'approche *Site Generic* et le caractère local de l'approche *Site Specific*, l'approche *Site Dependent* a émergé en se situant idéalement entre ces deux approches en termes de données à collecter et de modèle d'évaluation à utiliser sans trop alourdir l'étape d'inventaire. Au travers de cette nouvelle approche, la notion de différenciation spatiale est intégrée. Plusieurs chercheurs ont construit de nouvelles méthodes de caractérisation généralistes telles qu'Eco-indicator 99, Impact 2002+, EDIP2003 ou encore ReCiPe 2008 et des méthodes spécifiques telles que CalTox, USEtox. Les travaux relatifs aux développements de ces nouvelles méthodes de caractérisation se concentrent principalement sur l'intégration des caractéristiques spatiales au cours de la phase de caractérisation des impacts, ce qui apparaît être insuffisant.

Dès lors, dans le cadre de ce travail de thèse, une méthodologie d'évaluation des impacts locaux en deux temps est proposée permettant de complexifier l'étape de classification et de produire un nouveau facteur de caractérisation. La méthodologie proposée est construite selon l'approche *Site Dependent* et repose sur quatre grands éléments : émission, analyse du devenir, analyse de l'exposition et analyse de l'effet. Cette méthodologie est basée sur une réflexion autour de la réalisation potentielle de l'impact au regard du devenir de la substance dans l'environnement en fonction de ses caractéristiques et de la sensibilité des cibles. Pour ce faire, après avoir caractérisé finement les conditions de l'émission, la modélisation du devenir est réalisée au moyen du modèle USEtox, modèle qui calcule des facteurs de caractérisation pour la toxicité et l'écotoxicité aquatique. Seule la partie du modèle relative à l'analyse du devenir est utilisée dans le cadre de cette thèse. L'analyse du devenir fournit une concentration environnementale intégrant les phénomènes d'élimination, de dégradation et de transfert de la substance dans l'environnement au regard des caractéristiques de ce dernier. L'analyse de l'exposition consiste en la détermination de la concentration d'exposition à laquelle seront soumises les cibles. Cette concentration est fonction de la concentration environnementale calculée précédemment et de la concentration bruit de fond qui correspond à la concentration « naturellement » présente, sans considérer l'augmentation de la concentration de la substance considérée. L'analyse de l'effet, permet, dès lors, d'identifier la présence d'un « risque d'impact » au regard de la détermination d'un ratio d'occurrence, rapport entre la concentration d'exposition et le seuil d'effet (toxique ou olfactif). Dans le cas où le risque d'impact est avéré (troisième et second intervalles), la quantification de l'impact est réalisée au moyen du produit entre un nouveau facteur de caractérisation (rapport entre le seuil d'effet de la substance et le seuil d'effet d'une substance de référence) et la masse de la substance émise.

Avant toute application de la méthodologie à une étude de cas, il est possible de faire émerger quelques points de discussions. Un de ces points apparaissant le plus prégnant est l'utilisation du modèle USEtox pour modéliser le devenir de la substance dans l'environnement au regard de son caractère statique et de sa construction de type « imbriqué ». L'utilisation de ce type de modèle d'évaluation permet de centrer la réflexion sur la source d'émission en intégrant les caractéristiques locales. Le couplage ACV et évaluation des risques permet ensuite d'intégrer la question de la réalisation de l'impact, ce qui représente une originalité par rapport à la pratique classique en ACV. L'utilisation de la classification ternaire semi-quantitative et

l'introduction de la dose maximale sans effet permet ce couplage de méthodologies et introduit la possibilité que l'on admette que l'émission d'une substance au regard de sa concentration et de la sensibilité de l'environnement impacté présente peu de « risque d'impact » sur les cibles. Cette classification réalisée en fonction de l'absence ou de la présence d'un « risque d'impact » fait émerger la question du droit à polluer.

Cette méthodologie fait l'objet d'une application type « étude de cas » dans le chapitre III de ce document afin de tester sa capacité à fournir des réponses affinées lors de l'évaluation environnementale de scénarios de traitement des déchets ménagers présentant des enjeux en termes de diminution ou d'exacerbation des impacts locaux toxicité et odeurs.

III. CHAPITRE 3 : RESULTATS, LIMITES ET PERSPECTIVES

III.1 MISE EN APPLICATION DE LA METHODOLOGIE DEVELOPPEE ET RETOUR AUPRES DES ACTEURS

Comme diagnostiqué au travers de l'analyse bibliographique et du projet de recherche PRODDEVAL, l'ACV est un outil d'évaluation environnementale largement utilisé par les décideurs locaux dans le cadre d'un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers. Les décideurs locaux utilisent l'ACV afin d'évaluer les impacts environnementaux engendrés par les différents scénarios de traitement des déchets ménagers envisagés. Seulement, les acteurs publics (décideurs locaux et riverains) souhaitent obtenir des réponses fines en matière d'évaluation des impacts locaux tels que la toxicité et les odeurs ; réponses que l'ACV ne fournit pas du fait de son caractère global. Pour tenter de résoudre cette problématique, une méthodologie d'évaluation locale de la toxicité et des odeurs a été développée au chapitre précédent afin d'intégrer les conditions spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation des impacts locaux.

Afin de tester l'applicabilité de la méthodologie et sa pertinence scientifique, un exemple d'application est mis en œuvre et présenté dans ce chapitre. Cette application consiste en l'évaluation des impacts locaux toxicité et odeurs provoqués potentiellement par une installation de Traitement Mécano-Biologique (TMB) des déchets ménagers. Cette évaluation se base sur les résultats issus de l'ACV comparative de la filière TMB versus la filière Tout incinération obtenus dans le cadre du projet de recherche CleanWast ont été utilisés et complétés par l'application de la méthodologie d'évaluation localisée. Les substances concernées par cette évaluation localisée sont les Composés Organiques Volatiles Non Méthaniques (COVNM), émis lors de la dégradation de la matière organique. Dans un second temps, les limites émergeant de cette application seront abordées. Finalement, les perspectives issues du développement méthodologique d'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs seront identifiées et décrites.

III.1.1 Application à une étude de cas

Le projet CleanWast « Évaluation des technologies propres et durables de gestion des déchets », dont Irstea est un des partenaires, est un projet financé par l'Agence Nationale de la Recherche (ANR) dans le cadre de Precodd (PRogramme de recherche sur les ECOTEchnologies de Développement Durable) pour une durée de trois ans (2009-2012). Ce programme de recherche vise à favoriser l'émergence de nouveaux moyens techniques, méthodologiques et conceptuels permettant de réduire les impacts des activités industrielles et urbaines sur l'environnement (ANR et ADEME).

L'objectif du projet de recherche CleanWast est de développer un cadre méthodologique pour l'évaluation des performances environnementales des technologies de prétraitement des déchets⁹.

L'objectif ultime du projet réside dans l'utilisation de différents outils d'évaluation technico-économique et environnementale permettant d'identifier les technologies propres de gestion des déchets au travers d'évaluations robustes des impacts et des bénéfices sur l'environnement. Ce projet avait pour objectif de montrer les capacités de l'ACV à évaluer et à fournir des critères utiles aux décideurs politiques. Ce projet se compose de quatre tâches ayant pour objectifs la réalisation de bilans d'usine, de mesures d'émissions gazeuses sur site et les suivis de l'évolution du compost après épandage pour alimenter la réalisation d'une ACV de différentes filières de gestion des déchets ménagers, dont une présentant une étape de prétraitement (filière de TMB). Ainsi, les résultats obtenus dans ce projet et concernant l'ACV comparative des filières TMB et Tout incinération sont présentés dans la section suivante. Ce travail d'ACV comparative a fait l'objet d'un stage pour lequel j'ai participé au co-encadrement. Ce travail est complété par l'application de l'évaluation localisée à partir de la méthodologie développée dans le cadre de ce travail de thèse.

III.1.1.1 ACV comparative : filière TMB versus filière tout incinération

L'évaluation environnementale type ACV a été réalisée à partir des données récoltées lors des campagnes de mesures effectuées dans le cadre du projet CleanWast. Ainsi, deux filières de traitement et valorisation des ordures ménagères résiduelles ont été étudiées et comparées : une filière Tout incinération constituant le système de référence et une filière TMB constituant le système alternatif, comprenant une étape de prétraitement des déchets.

Les principaux points méthodologiques de l'évaluation sont présentés dans les sections suivantes et sont synthétisés dans le Tableau III.1.

⁹ Ce projet regroupe différents partenaires :

- BRGM ;
- 13 Développement ;
- INERIS ;
- INRA ;
- Irstea ;
- Université de Marseille ;
- Institut D'Économie Publique (IDEP).

Tableau III.1 : Synthèse de l'ACV comparative TMB versus incinération

Étapes de l'ACV	
Définition des objectifs et du champ de l'étude	Objectif : analyser les impacts et les bénéfices environnementaux d'une filière de gestion des ordures ménagères résiduelles et positionner cette filière par rapport à l'incinération
	Systèmes étudiés : installation de TMB avec méthanisation et compostage comparée à une installation d'incinération <i>lambda</i>
	Unité fonctionnelle : la gestion de la quantité d'ordures ménagères résiduelles produite en une année sur le territoire dont dépend l'installation de TMB (environ 59 000 tonnes)
	Frontières : étapes intégrées au périmètre de l'évaluation : tri (criblage), traitement (BRS, méthanisation, compostage, incinération, traitement des effluents liquides et gazeux), valorisation matière (épandage du compost) et valorisation énergétique (biogaz de méthanisation et incinération) et production de matière à recycler (tri des métaux ferreux)
Inventaire et bilans énergétiques et massiques	Données utilisées issues de mesures sur site, de bilans d'usine et des bases de données EcoInvent et PE International
	Suivi massique des déchets, du carbone et de l'azote
Évaluation des impacts environnementaux	Logiciel : GaBi 5
	Méthode de caractérisation utilisée : CML 2001 (version 3.2 pour l'indicateur épuisement des ressources et version 3.9 pour les autres indicateurs)
	10 catégories d'impacts évaluées : augmentation de l'effet de serre, eutrophisation, acidification, toxicité, écotoxicité (marine, terrestre et eau douce), épuisement des ressources, déplétion de l'ozone stratosphérique, pollution photochimique
Interprétation des résultats	Impacts générés liés aux émissions gazeuses et à la teneur en métaux lourds dans le compost
	Impacts évités permis par les valorisations matière et énergie

III.1.1.1.1 Collecte des données

Pour conduire l'ACV, l'approche qui a été suivie est l'approche *Material Flow Analysis* (MFA) qui est une méthodologie de quantification des flux de matières ou de substances d'un système dans l'objectif de réaliser un bilan matière et énergie d'un système et de veiller à son « bouclage » (AISSANI, DECHAUX, *et al.*, 2012). Pour réaliser ce MFA, les praticiens de l'ACV se sont appuyés sur un suivi massique des déchets, du carbone et de l'azote tout au long des scénarios de traitement et de valorisation. Le suivi plus particulier de ces deux éléments C et N (présentant des comportements relativement contrastés lors des étapes de traitement) et le bouclage de leur bilan tout au long des étapes de tri et de traitement permettent de démontrer une certaine robustesse de l'inventaire des flux. Le suivi massique des flux de déchets et des éléments C et N est basé sur un travail d'homogénéisation des mesures sur site et ainsi qu'un bilan matière et énergie fourni par l'exploitant.

III.1.1.1.2 Principe de fonctionnement du TMB

La filière TMB modélisée dans cette ACV comprend des étapes de prétraitement/tri, de méthanisation et de compostage. Le périmètre de l'étude débute aux portes de l'installation et s'arrête à l'épandage du compost produit par la filière TMB (Figure III.1).

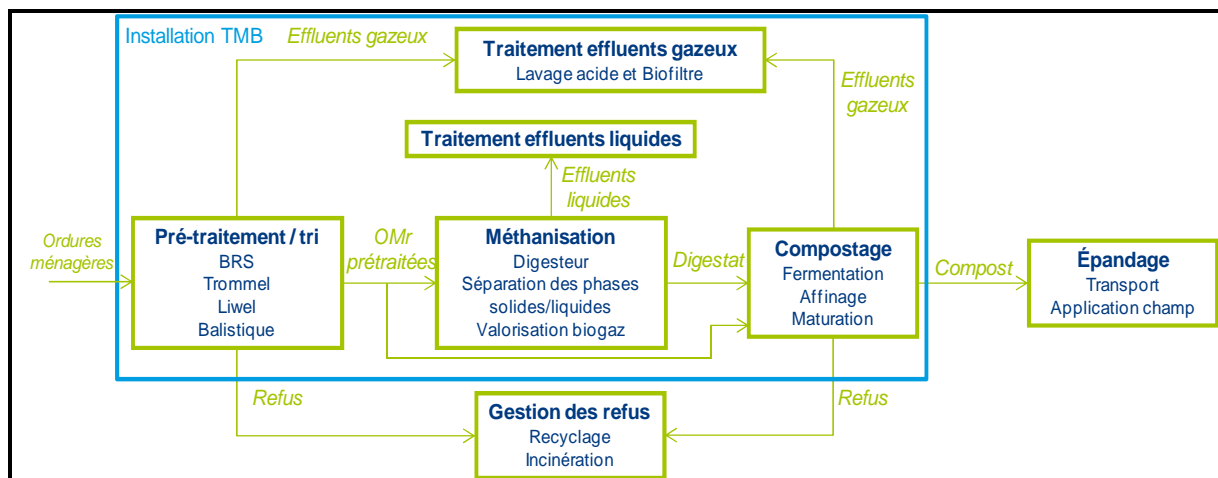


Figure III.1 : Schéma général simplifié de la filière TMB type Varennes-Jarcy

Les déchets ménagers qui arrivent aux portes de l'installation de TMB sont, après un premier crible, réceptionnés dans un Bio-stabilisateur Rotatif (BRS), puis dans différents autres cribles (étapes de séparation des déchets) tels que le trommel, le liwel et le crible balistique. Ces différentes phases de tri permettent d'isoler les fines particules, les éléments ferreux purs et résiduels, les éléments de grosse taille, les corps creux (bouteilles plastiques, briques alimentaires, boîtes de conserve...) et les corps plats (journaux, publicité, magazines...). Le passage dans le BRS permet d'amorcer une première dégradation des déchets organiques. En sortie de tri mécanique (fraction fermentescible principalement), une partie des déchets est envoyée en méthanisation (essentiellement les particules fines) et l'autre partie est envoyée en

compostage (les grosses particules). Les fines séjournent dans un digesteur (réacteur où se déroule la fermentation des déchets organiques) afin de produire :

- Du biogaz qui sera ensuite valorisé en électricité et/ou chaleur ;
- Du digestat qui sera ensuite composté afin de produire un compost à épandre.

Pour être composté, le digestat subit une étape de fermentation en hall (dans le bâtiment), une étape d'affinage (étape de criblage qui permet d'obtenir un compost relativement fin et d'enlever une grosse partie des indésirables comme le plastique et le verre) et une étape de maturation en andains à l'air libre. Le compost produit est ensuite épandu sur des terres agricoles afin d'apporter au sol une valeur fertilisante et agronomique. Il s'agit ici d'une description sommaire du procédé. Au sein du procédé TMB étudié, il existe des boucles de traitement de certaines fractions telles que les fines particules isolées par le crible précédant le BRS ou encore la fraction liquide du digestat qui est réintroduite dans la phase de méthanisation. Toutes les étapes renseignées sur la Figure III.1 sont considérées dans le périmètre de l'étude.

III.1.1.1.3 Méthode de caractérisation des impacts

Pour réaliser l'évaluation environnementale visant à comparer la filière TMB et la filière Tout incinération, la méthode de caractérisation utilisée est la méthode CML 2001 (version 3.2 – Décembre 2007 pour l'indicateur épuisement des ressources et version 3.9 – Novembre 2010 pour les autres indicateurs). Elle permet d'évaluer dix catégories d'impacts :

- L'épuisement des ressources ;
- L'acidification ;
- L'eutrophisation ;
- L'écotoxicité aquatique d'eau douce ;
- Le changement climatique ;
- La toxicité humaine ;
- L'écotoxicité aquatique marine ;
- La déplétion de la couche d'ozone ;
- L'oxydation photochimique ;
- L'écotoxicité terrestre.

Afin de pouvoir positionner les résultats de l'exemple d'application à la méthodologie développée dans le cadre de cette thèse par rapport aux résultats de l'étude de cas menée dans le cadre du projet CleanWast, certains résultats généraux de l'étude de cas sont présentés et explicités ici.

III.1.1.1.4 Analyse et interprétation des résultats

Il est possible d'identifier certains avantages et inconvénients de la filière TMB en termes de performances environnementales. Il a été choisi de distinguer ces résultats selon les impacts

générés (Figure III.2) (produits par la filière TMB) et selon les impacts évités (Figure III.3) (évités par la filière TMB grâce à la valorisation matière et énergie).

III.1.1.1.4.1 Impacts générés TMB versus Tout incinération

L'analyse des résultats permet d'identifier les leviers d'amélioration de la technique mise en œuvre par le TMB, mais également les limites de la méthode de caractérisation quant à la maximisation de l'impact toxique, notamment lors du retour au sol du compost (la mobilité des métaux lourds n'étant pas prise en compte car elle est très dépendante des conditions du milieu). Ces résultats doivent être interprétés et utilisés au regard des caractéristiques de l'installation modélisée, des hypothèses faites et également des données utilisées (notamment concernant l'incinérateur modélisé), et ne doivent, en aucun cas, être sortis de leur contexte d'étude. Cette première partie ne constitue qu'un aperçu de l'ACV réalisée dans le cadre du projet CleanWast.

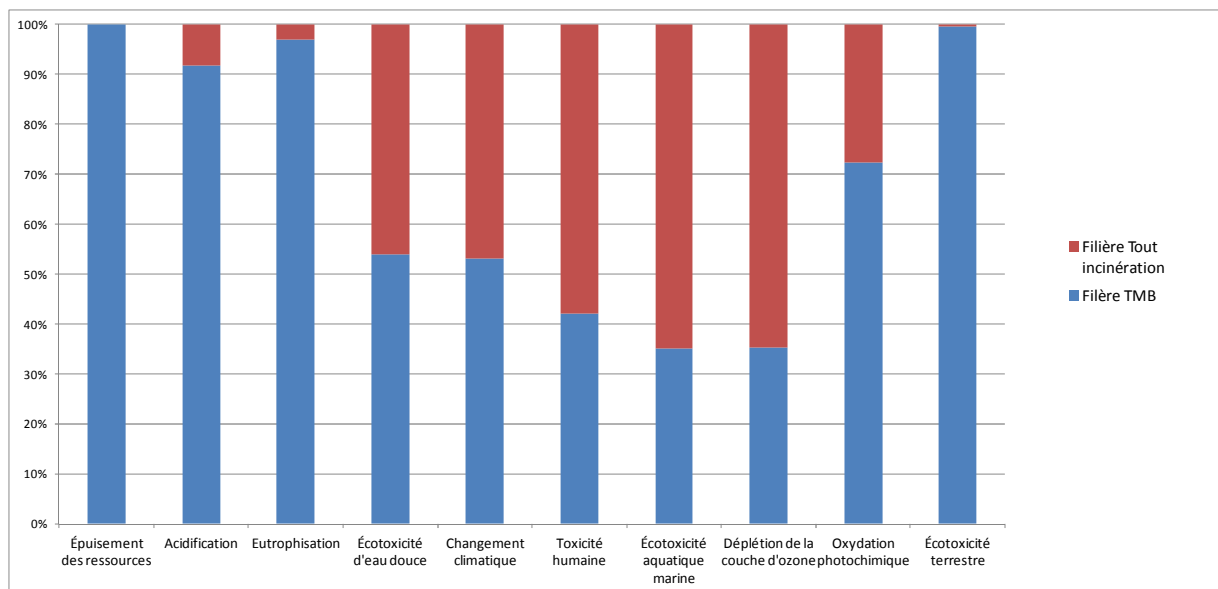


Figure III.2 : Comparaison des impacts générés des filières TMB et Tout incinération en valeurs relatives par rapport à l'ensemble des catégories d'impacts de la méthode CML 2001

Au regard de la Figure III.2, on peut observer des résultats relativement contrastés en termes de performances environnementales des filières de traitement. En effet, la filière TMB et la filière Tout incinération contribuent de façon relativement similaire à cinq catégories d'impact (écarts entre les deux filières inférieurs à 20%) :

- L'écotoxicité aquatique d'eau douce ;
- Le changement climatique ;
- La toxicité humaine ;
- L'écotoxicité aquatique marine ;
- La déplétion de la couche d'ozone.

La filière TMB contribue majoritairement à l'épuisement des ressources, à l'acidification, l'eutrophisation, l'oxydation photochimique et à l'écotoxicité terrestre. L'analyse plus précise de la filière TMB révèle que ces impacts sont liés aux émissions gazeuses issues des processus de traitement biologique (dioxyde de carbone, méthane, ammoniac et oxydes d'azote) pour les trois premiers impacts et à la teneur en métaux lourds du compost pour l'impact écotoxique.

III.1.1.1.4.2 Impacts évités TMB versus Tout incinération

Au-delà de ces résultats comparatifs sur les impacts générés, la comparaison entre les deux installations est réalisée au regard des impacts évités des deux filières (Figure III.3).

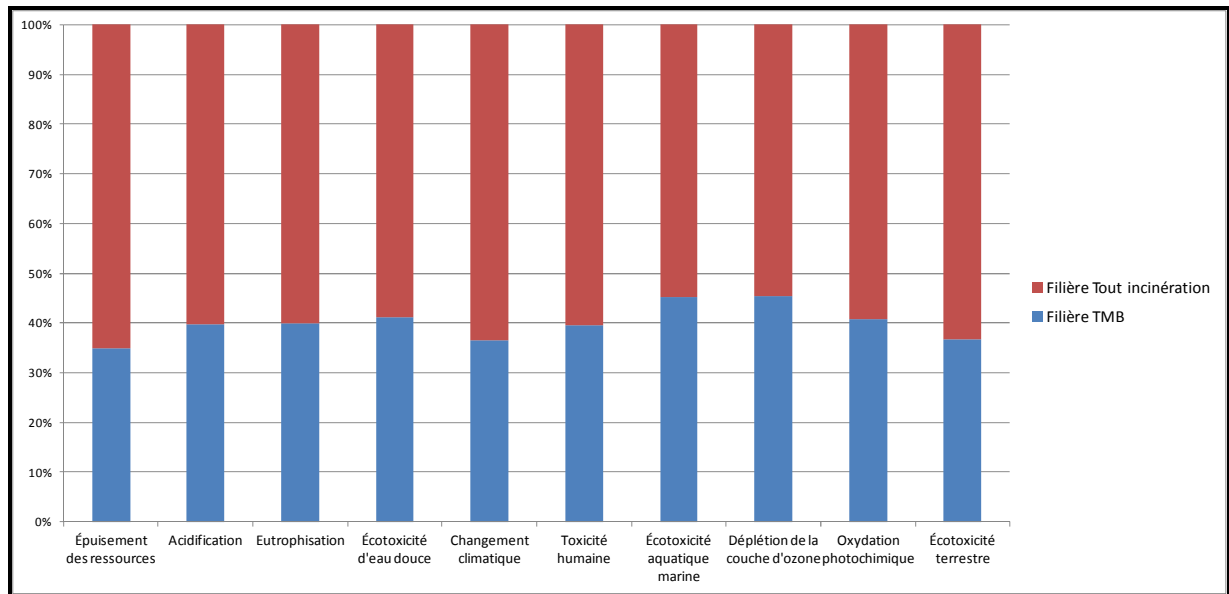


Figure III.3 : Comparaison des impacts évités des filières TMB et Tout incinération en valeurs relatives par rapport à l'ensemble des catégories d'impacts de la méthode CML 2001

Comme le montre la Figure III.3, la filière TMB apparaît compétitive par rapport à l'incinération au regard des impacts évités qu'elle permet : valorisation matière et valorisation énergétique. Les résultats d'impacts évités de la filière Tout incinération sont dus à la valorisation énergétique (électricité et chaleur) liée à l'incinération d'environ 59 000 tonnes d'ordures ménagères résiduelles. Les résultats d'impacts évités de la filière TMB sont dus à la valorisation énergétique (électricité et chaleur) liée à l'incinération d'environ 30 000 tonnes d'ordures ménagères résiduelles (ce qui correspond aux refus du TMB) et les autres valorisations liées à la production d'énergie *via* la méthanisation et à la valorisation agricole du compost. Ces autres valorisations propres à la filière TMB sont des arguments importants en faveur du développement de cette filière.

III.1.1.1.4.3 Impacts générés par la filière TMB

Il s'agit maintenant d'étudier la filière TMB dans son ensemble au travers de chacune de ses étapes de fonctionnement. Pour cela, nous avons distingué les impacts générés des activités de

premier plan de ceux générés par les activités d’arrière plan. Les activités de premier plan et d’arrière plan sont différenciées dans le tableau suivant (Tableau III.2):

Tableau III.2 : Activités de premier plan et d’arrière plan considérées

Activités de premier plan	Activités d’arrière plan
Module traitement mécanique : <ul style="list-style-type: none"> - Transport des refus vers l’incinération ; - Fonctionnement du BRS ; - Incinération des refus ; 	Module traitement mécanique : <ul style="list-style-type: none"> - Production de carburant pour le transport des refus
Module méthanisation : <ul style="list-style-type: none"> - Valorisation du biogaz ; - Fonctionnement du digesteur ; 	Module méthanisation : <ul style="list-style-type: none"> - Production de réactifs (floculant + eau) ;
Module compostage : <ul style="list-style-type: none"> - Fermentation ; - Maturation ; 	
Module épandage : <ul style="list-style-type: none"> - Épandage du compost ; - Transport du compost ; 	Module épandage : <ul style="list-style-type: none"> - Production du carburant pour le transport du compost ;
Module traitement des effluents gazeux : <ul style="list-style-type: none"> - Fonctionnement du lavage acide et du biofiltre 	Module traitement des effluents gazeux : <ul style="list-style-type: none"> - Production de l’acide nitrique et de l’eau
Module traitement effluents liquides : <ul style="list-style-type: none"> - Fonctionnement de la station d’épuration ; 	

L’analyse détaillée des activités de premier plan et d’arrière plan permet d’obtenir la figure suivante (Figure III.4).

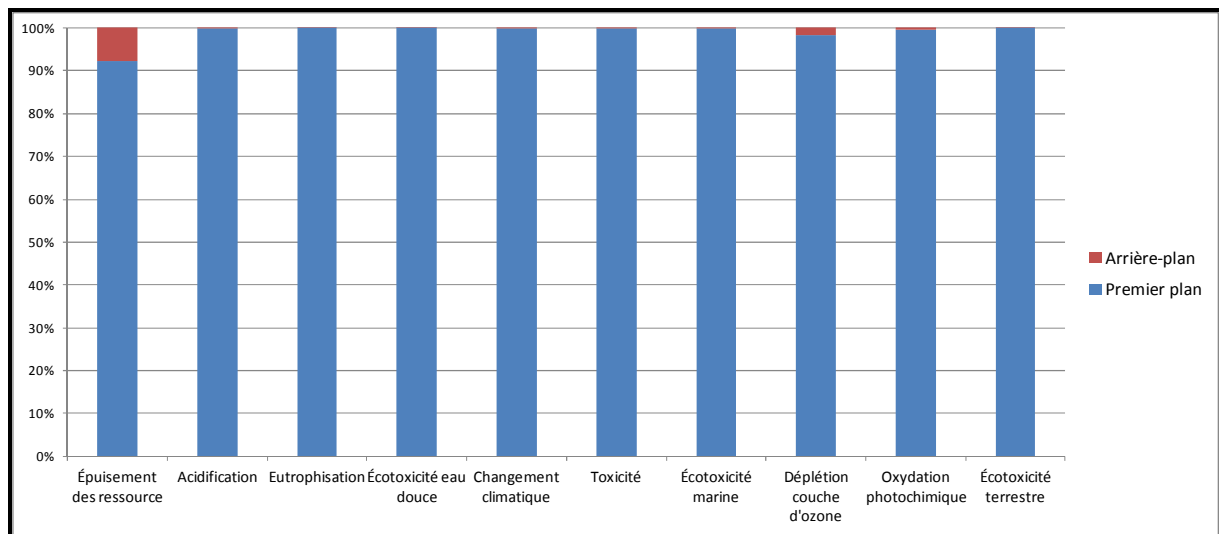


Figure III.4 : Comparaison des impacts générés par les activités de premier plan par rapport aux impacts générés par les activités d’arrière plan de la filière TMB

Comme le montre la Figure III.4, les impacts générés par la filière TMB sont majoritairement provoqués par les activités de premier plan. Seules deux catégories d'impacts sont partiellement engendrées par les activités d'arrière plan : l'épuisement des ressources et la déplétion de la couche d'ozone (très faiblement). Ces quelques impacts générés par les activités d'arrière plan sont imputables à l'utilisation de carburants et de réactifs (leur production entraîne un épuisement de ressources ainsi que l'émission de certaines substances favorisant l'amincissement de la couche d'ozone).

L'analyse des résultats de la Figure III.4, permet de cibler la réflexion sur les activités générant la majorité des impacts environnementaux : les activités de premier plan. Le cycle de vie d'un scénario de gestion des déchets ménagers comprend des étapes de traitement, de valorisation, de substitution de la matière et/ou de l'énergie et d'élimination. L'ensemble de ces étapes peut être réalisé à différents endroits et dans différentes installations. Or l'application de la méthodologie d'évaluation locale développée dans le cadre de cette thèse à l'ensemble des étapes du cycle apparaît peu pertinente et nécessite de bonnes connaissances relatives aux caractéristiques de la source d'émission et au milieu impacté pour l'ensemble des installations évaluées. Pour appliquer la méthode, nous avons donc choisi de centrer l'évaluation des impacts locaux sur les activités de premier plan, activités concentrées géographiquement, et aux installations dont les caractéristiques du milieu sont connues, et plus particulièrement, les caractéristiques dites sensibles (populations concernées).

III.1.1.1.4.4 Impact toxicité

L'évaluation s'est ensuite concentrée sur l'impact toxicité (impact local prépondérant en matière de gestion des déchets), pour déterminer quelle(s) étape(s) de la filière de TMB est (sont) la (ou les) plus néfaste(s) au regard de cet impact (Figure III.5).

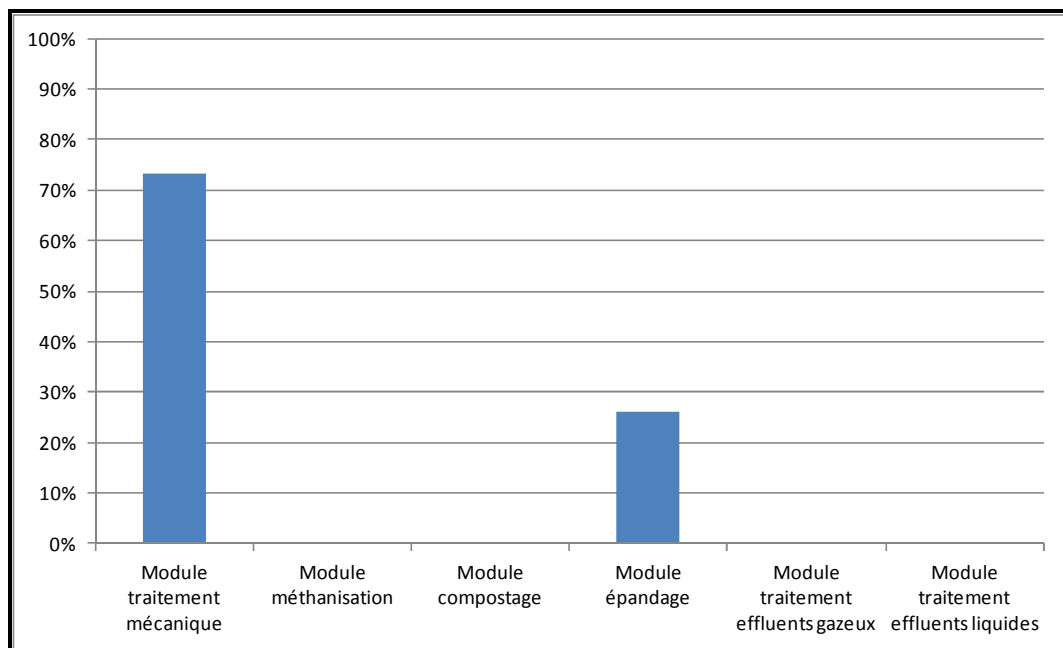


Figure III.5 : Répartition des impacts générés par les activités de premier plan de la filière TMB

Comme le montre la Figure III.5, l'impact toxicité (HTP) est majoritairement imputable au module traitement mécanique et au module épandage. La contribution des modules méthanisation, compostage, traitement des effluents gazeux et liquides sont très faibles (inférieurs à 1%) au regard des résultats obtenus pour le module traitement mécanique et épandage. Au travers des résultats de l'évaluation environnementale, nous pouvons identifier les processus associés aux modules ainsi que les flux de substances responsables de l'impact (Tableau III.3).

Tableau III.3 : Contribution des activités de premier plan de la filière TMB aux impacts « toxicité » générés

Catégorie d'impact	Étape	Processus	%	Flux	%	Paramètres
Toxicité	Traitement mécanique	Incinération	73			Contenu en éléments traces métalliques du compost épandu sur les sols agricoles
	Épandage	Épandage du compost	26	Arsenic	21	
				Chrome	27	
				Plomb (+II)	30	

L'analyse du Tableau III.3, permet de conclure que l'impact toxicité des activités de premier plan de la filière TMB est majoritairement causé par l'incinération des refus lors du traitement mécanique (73%) et par l'épandage du compost (26%). Concernant le flux de substances responsables de l'impact, aucun paramètre n'est renseigné pour l'incinération car le module incinération modélisé n'a pas fait l'objet d'une recherche approfondie et est issu des bases de données ACV. Dans la mesure où ce module incinération n'a pas fait l'objet d'une étude précise, il n'apparaît pas pertinent de centrer l'évaluation des impacts locaux sur cette installation. Pour l'épandage, les flux de substances responsables sont majoritairement des métaux lourds contenus dans le compost (principalement l'arsenic, le chrome et le plomb). L'application de la méthodologie d'évaluation développée dans le cadre du chapitre II de cette thèse, ne peut pas être appliquée sur ce module au regard des limites d'utilisation du modèle USEtox concernant les substances inorganiques.

À la lecture de ces résultats, nous devons approfondir l'analyse car les impacts majoritaires (dominés par les émissions d'incinération et le contenu en métaux lourds du compost) occultent les effets d'autres substances (certes moins importants mais tout de même présents). La non considération des émissions de l'incinération des refus ainsi que l'épandage des métaux lourds permet d'obtenir des résultats plus approfondis (

Tableau III.4).

Tableau III.4 : Contribution des activités de premier plan de la filière TMB aux impacts « toxicité » générés sans l'épandage des métaux lourds et les émissions à l'incinération

Catégorie d'impact	Étape	Processus	%	Flux	%	Paramètres
Toxicité	Traitement des effluents gazeux	Lavage acide	73	Benzène	90	Émissions dans l'air non abattues par le traitement de l'air
	Méthanisation	Valorisation du biogaz	25	Dioxyde d'azote	97	Émissions lors de la combustion du biogaz

En occultant les émissions d'incinération des refus et l'épandage des métaux lourds contenus dans le compost, l'impact toxicité est majoritairement imputable au traitement des effluents gazeux (73%) et à la méthanisation (25%). L'analyse des flux de substances responsables de l'impact indique que le benzène est à 90% responsable de l'impact toxicité causé par le module traitement des effluents gazeux et le dioxyde d'azote est à 97% responsable de l'impact toxicité causé par la méthanisation.

Au regard de l'ensemble de ces résultats, nous avons choisi de centrer notre évaluation sur le module traitement des effluents gazeux pour lequel la méthodologie d'évaluation développée dans cette thèse peut être mise en application. Pour l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs de ce module, nous avons choisi d'élargir l'analyse à l'ensemble des COVNM émis par la filière TMB. Ce choix se justifie au regard des propriétés toxiques mais également odorantes que présentent les COVNM.

Cette étude de cas est donc utilisée afin de proposer un exemple d'application relatif à la méthodologie développée dans le cadre du chapitre II, afin de déterminer et de quantifier les impacts toxicité et odeurs d'une filière de traitement des déchets ménagers par TMB en intégrant les caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation.

III.1.2 ACV localisée : évaluation des impacts toxicité et odeur

Les COVNM sont émis lors de la dégradation de la matière et possèdent des caractéristiques chimiques très variables (propriétés toxiques et/ou olfactives). La base de données du modèle USEtox intègre un certain nombre de substances organiques dont plusieurs COVNM. Cet exemple constitue une première application à un cas d'étude et n'a pas vocation à être le plus exhaustif possible. En effet, la base de données du modèle USEtox comptabilise actuellement moins de 10% des substances répertoriées dans le monde industriel et fait l'objet de travaux pour être complétée.

Les COVNM analysés sont renseignés dans le Tableau III.5 en fonction de leur numéro CAS (*Chemical Abstract Service*), de leur nom, de la quantité de substance émise en bâtiment (provenant majoritairement du BRS et du hall de compostage, qu'elle soit captée ou non pour être traitée au niveau du bio-filtre), de celle émise lors de la maturation en andains et, enfin, une information concernant la disponibilité de la donnée sous le modèle USEtox. Les BRS et le hall de compostage disposent d'un système de traitement de l'air. Seulement 40% des gaz émis lors de ces étapes parviennent à l'unité de traitement des effluents gazeux. Cela signifie que 60% des émissions gazeuses fuient vers l'atmosphère sans traitement préalable. Ces fuites sont liées à une mauvaise étanchéité des installations de traitement et des conditions aérauliques difficiles pour un captage maximum de l'air vicié. Les émissions en bâtiment sont considérées : les émissions captées et traitées et les émissions fuyant vers l'atmosphère directement.

Tableau III.5 : COVNM émis et mesurés dans le cadre de la filière de TMB

N°CAS	Nom substance	Total émissions captées et non captées au niveau du BRS et du hall de compostage (kg)	Émissions maturation (émis directement dans l'air) (kg)	Substance traitée par USEtox
100-41-4	Éthylbenzène	11	2.10^{-2}	X
100-42-5	Styrène	9	-	X
105-54-4	Butyrate d'éthyle	10	-	X
108-88-3	Toluène	16	4.10^{-2}	X
110-82-7	Cyclohexane	5	2.10^{-2}	X
110-83-8	Cyclohexène	3	1.10^{-2}	X
111-84-2	Nonane	17	1.10^{-2}	
115-10-6	Éther diméthylque	4	-	
115-11-7	Iso-butène	-	1.10^{-2}	X
1330-20-7	Xylènes (diméthylbenzène)	34	5.10^{-2}	X
13466-78-9	3-Carène	331	$4,3.10^{-1}$	
138-86-3	δ-limonène	533	$3,6.10^{-1}$	X
141-78-6	Acétate d'éthyle	5	-	X
3221-61-2	2-Méthylotane	7	1.10^{-2}	
3387-41-5	Sabinène	156	-	
5124-30-1	Méthylène bis	-	2.10^{-2}	
542-92-7	Cyclopentadiène	-	1.10^{-2}	
547-63-7	Iso-butyrate de méthylène	6	-	
6236-88-0	1-éthyle-4-méthyle cyclohexane	9	-	

N°CAS	Nom substance	Total émissions captées et non captées au niveau du BRS et du hall de compostage (kg)	Émissions maturation (émis directement dans l'air) (kg)	Substance traitée par USEtox
624-92-0	Disulfure de diméthyle	3	-	
64-17-5	Éthanol	25	-	X
646-04-8	Trans-2-pentène	-	1.10 ⁻²	
67-64-1	Acétone	8	-	X
71-43-2	Benzène	19	2.10 ⁻²	X
75-18-3	Sulfure de diméthyle	-	1.10 ⁻²	X
75-19-4	Cyclopropane	-	1.10 ⁻²	
7785-26-4	α-pinène	308	6.10 ⁻¹	
78-93-3	Butanone	13	-	X
871-83-0	2-Méthylnonane	-	1.10 ⁻²	
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	17	3.10 ⁻²	X
96-47-9	α-Méthyle tetrahydrofurane	-	0	

D'après les informations contenues dans le Tableau III.5, on remarque que seule une moitié des COVNM analysés est disponible dans la base de données du modèle USEtox. Dans la suite de ce document, seules ces substances disponibles dans USEtox seront considérées dans le cadre des évaluations localisées de la toxicité et des odeurs.

Pour rappel, au sein de la méthode développée, les évaluations localisées de la toxicité et des odeurs (Figure II.8 et Figure II.9) visent à intégrer les caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté, et plus particulièrement pour les items Émission, Devenir et Exposition (Figure II.10).

Dans le cadre de l'exemple d'application proposé, il s'agit de quantifier les émissions de COVNM de l'installation de TMB pour ensuite déterminer l'existence potentielle des impacts toxicité et odeur liés à ces émissions.

Pour évaluer spatialement la toxicité et les odeurs des seize COVNM retenus, il s'agit de suivre la construction de la méthodologie proposée dans le cadre du chapitre II :

- Caractéristiques de l'émission ;
- Analyse du devenir ;
- Analyse de l'exposition ;
- Analyse de l'effet ;
- Caractérisation de l'impact.

III.1.2.1 Détermination de l'émission, du devenir et de l'exposition

Dans le cadre de l'exemple d'application choisi, les items caractéristiques de l'émission, analyse du devenir et analyse de l'exposition sont communs aux impacts toxicité et odeurs, cela signifie que les données utilisées (concentration d'émission et concentration bruit de fond) et les données déterminées (concentration environnementale et concentration d'exposition) sont identiques pour l'évaluation de ces impacts

III.1.2.1.1 Caractéristiques de l'émission

Le premier travail concernant l'item « Caractéristiques de l'émission » consiste à quantifier les masses de substances émises. En effet, différents points d'émission de COVNM sont identifiés sur l'installation de TMB : au niveau du BRS, du hall de compostage et au niveau de la maturation du compost en andains à l'extérieur (Figure III.1). Au regard de la différence de quantité de substance émise aux différents points et de leur proximité géographique, la quantification de l'impact est réalisée pour la somme de substances de même nature émises à ces différents points d'émission (Tableau III.5). Les émissions de COVNM sont ici des émissions chroniques qui se produisent lors du fonctionnement normal de l'installation de TMB. Les quantités de COVNM renseignées dans le Tableau III.6 sont rapportées à une émission journalière (en considérant 365 jours de fonctionnement dans une année) afin d'être renseignées dans le modèle USEtox.

Tableau III.6 : Quantification des émissions de COVNM

Informations substances		Quantification des émissions	
N° CAS	Nom COVNM	Émissions annuelles (kg)	Émissions journalières (kg)
100-41-4	Éthylbenzène	11	3.10^{-2}
100-42-5	Styrène	9	$2,5.10^{-2}$
105-54-4	Butyrate d'éthyle	10	$2,7.10^{-2}$
108-88-3	Toluène	16	$4,4.10^{-2}$
110-82-7	Cyclohexane	5	$1,4.10^{-2}$
110-83-8	Cyclohexène	3	$8,2.10^{-3}$
115-11-7	Iso-butène	1.10^{-2}	$2,7.10^{-5}$
1330-20-7	Xylènes	34	$9,3.10^{-2}$
138-86-3	δ -limonène	533	1,5
141-78-6	Acétate d'éthyle	5	$1,4.10^{-2}$
64-17-5	Éthanol	25	$6,8.10^{-2}$

Informations substances		Quantification des émissions	
N° CAS	Nom COVNM	Émissions annuelles (kg)	Émissions journalières (kg)
67-64-1	Acétone	8	$2,2 \cdot 10^{-2}$
71-43-2	Benzène	19	$5,2 \cdot 10^{-2}$
75-18-3	Sulfure de diméthyle	$1 \cdot 10^{-2}$	$2,7 \cdot 10^{-5}$
78-93-3	Butanone	13	$3,6 \cdot 10^{-2}$
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	17	$4,7 \cdot 10^{-2}$

La définition des caractéristiques de l'émission permet de quantifier les substances émises utilisées pour le calcul du devenir des substances dans l'environnement.

III.1.2.1.2 Analyse du devenir

Dans le cadre de la méthodologie développée dans le chapitre II, l'analyse du devenir est réalisée au moyen du modèle USEtox. Dans un premier temps, pour déterminer le devenir des COVNM dans l'environnement, il est nécessaire de définir les caractéristiques des boîtes environnementales du modèle USEtox : boîte installation et boîte locale. Rappelons que la boîte installation est très réduite et vise à ne modéliser que l'émission, alors que la boîte locale est censée représenter l'environnement proche de l'installation où les impacts sur la population environnante pourraient se produire. Pour cet exemple, nous avons arbitrairement considéré que l'installation se trouvait dans le département de l'Ille-et-Vilaine (35, France). Ce choix de département cobaye est arbitraire. Pour modéliser la boîte locale, nous avons utilisé les caractéristiques du département Ille-et-Vilaine. Ces informations concernent les paramètres suivants :

- Paramètres Dimensions : superficie terrestre et maritime (répartition entre superficie de terre et superficie de mer), fractions d'eau douce, de sols naturels, de sols agricoles et de sols industriels ;
- Paramètres Environnement : température, vitesse du vent et taux de précipitations.

À partir des informations disponibles dans la base de données CORINE Land Cover¹⁰, il est possible de définir les paramètres Dimensions tels que la répartition des différents types de sols et les différents types d'eau (Annexe 8). Les paramètres Environnement, jugés sensibles (paramètres prépondérants dans la détermination des coefficients de transfert et identifiés dans

¹⁰ La base de données géographique CORINE Land Cover est produite dans le cadre du programme européen de coordination de l'information sur l'environnement (CORINE). Cet inventaire fournit une information géographique pour 38 états européens et pour les bandes côtières du Maroc et de la Tunisie (MINISTRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE "CORINE Land Cover" <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Corine-Land-Cover.html> Consulté le 16 Mai 2013)

l'analyse de sensibilité) dans le cadre du calcul de la concentration environnementale (température, vitesse du vent et taux de précipitations), ont fait l'objet d'une recherche plus précise pour leur détermination (bases de données de Météo France). Les valeurs des paramètres Environnement jugés non sensibles tels que la profondeur d'eau douce, la fraction d'eau échangée entre l'échelle locale et globale, la fraction de ruissellement, la fraction d'infiltration ou encore l'érosion du sol ne sont pas spécifiquement recherchés et les valeurs par défaut sont utilisées.

À partir de ces informations, il est possible de déterminer une concentration environnementale dans le compartiment air local. Pour rappel, le modèle USEtox, modifié lors de ce travail de thèse, est un modèle imbriqué selon trois niveaux : global, local et installation. La boîte installation modélise la superficie moyenne d'une installation industrielle. La boîte environnementale locale permet de modéliser l'environnement proche de l'installation et donc d'évaluer les impacts toxiques et olfactifs auxquels sont potentiellement assujettis les riverains (Figure III.6).

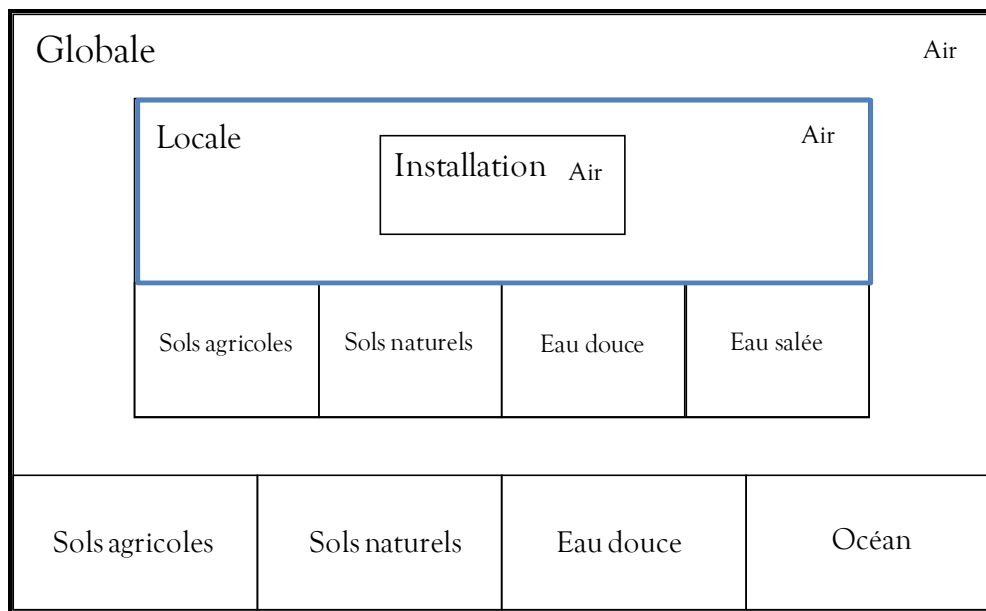


Figure III.6 : Structure du modèle USEtox modifié et adapté à l'évaluation locale

La concentration environnementale est calculée à partir des paramètres précédemment explicités *via* le modèle USEtox modifié (Tableau III.7). Le modèle calcule une concentration environnementale à l'équilibre pour l'ensemble des compartiments environnementaux des trois boîtes environnementales. Dans le cadre de ce développement méthodologique, seule la concentration environnementale dans l'air local nous intéresse car seule la voie d'exposition inhalation est modélisée pour l'évaluation des impacts toxicité et odeur et seule la population proche de l'installation est ici considérée.

Tableau III.7 : Analyse du devenir des COVNM émis pour l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs

Informations substances		Analyse du devenir
N° CAS	Nom COVNM	Concentration environnementale dans l'air local (kg.m ⁻³)
100-41-4	Éthylbenzène	7,2.10 ⁻¹⁵
100-42-5	Styrène	5,9.10 ⁻¹⁵
105-54-4	Butyrate d'éthyle	6,9.10 ⁻¹⁵
108-88-3	Toluène	1,1.10 ⁻¹⁴
110-82-7	Cyclohexane	3,7.10 ⁻¹⁵
110-83-8	Cyclohexène	1,9.10 ⁻¹⁵
115-11-7	Iso-butène	8,9.10 ⁻¹⁸
1330-20-7	Xylènes	2,3.10 ⁻¹⁴
138-86-3	δ-limonène	2,8.10 ⁻¹³
141-78-6	Acétate d'éthyle	3,6.10 ⁻¹⁵
64-17-5	Éthanol	1,7.10 ⁻¹⁴
67-64-1	Acétone	5,2.10 ⁻¹⁵
71-43-2	Benzène	1,3.10 ⁻¹⁴
75-18-3	Sulfure de diméthyle	8,8.10 ⁻¹⁸
78-93-3	Butanone	8,9.10 ⁻¹⁵
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	1,1.10 ⁻¹⁴

Cette concentration environnementale permet, par la suite, de quantifier la concentration d'exposition, concentration à laquelle les cibles sont exposées.

III.1.2.1.3 Analyse de l'exposition

L'analyse de l'exposition vise à considérer la sensibilité des cibles au regard des différentes voies d'exposition. Dans le cas présent, seule la voie d'exposition inhalation est étudiée. La prise en compte de la sensibilité de l'environnement est réalisée au travers de la concentration d'exposition calculée *via* la concentration environnementale précédemment obtenue et de la concentration bruit de fond de la substance étudiée. Pour rappel, la concentration bruit de fond correspond à la concentration déjà présente dans l'environnement (niveau ambiant), indépendamment de l'augmentation de la concentration issue de l'émission considérée (POTTING et HAUSCHILD, 1997a). Cette intégration de la concentration bruit de fond permet de différencier les émissions en fonction de l'environnement dans lequel elles se produisent : milieu pollué ou non. Un travail de recherche bibliographique relatif à la concentration bruit

de fond de chacun des COVNM étudié est réalisé. La concentration d'exposition, c'est-à-dire la concentration à laquelle sont soumises les cibles, est calculée en additionnant la concentration bruit de fond et la concentration environnementale. Ce mode de calcul permet d'obtenir une concentration d'exposition différenciée spatialement (Tableau III.8).

Tableau III.8 : Analyse de l'exposition des COVNM émis pour l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs

Informations substances		Analyse de l'exposition		
N° CAS	Nom COVNM	Concentration bruit de fond (kg.m ⁻³)	Source	Concentration d'exposition (kg.m ⁻³)
100-41-4	Éthylbenzène	1,4.10 ⁻¹⁰	(c)	1,4.10 ⁻¹⁰
100-42-5	Styrène	-	(a)	5,9.10 ⁻¹⁵
105-54-4	Butyrate d'éthyle	-	(a)	6,9.10 ⁻¹⁵
108-88-3	Toluène	5,6.10 ⁻⁸	(b)	5,6.10 ⁻⁸
110-82-7	Cyclohexane	-	(a)	3,7.10 ⁻¹⁵
110-83-8	Cyclohexène	-	(a)	1,9.10 ⁻¹⁵
115-11-7	Iso-butène	-	(a)	8,9.10 ⁻¹⁸
1330-20-7	Xylènes	6,1.10 ⁻⁶	(b)	6,1.10 ⁻⁶
138-86-3	δ-limonène	-	(a)	2,8.10 ⁻¹³
141-78-6	Acétate d'éthyle	-	(a)	3,6.10 ⁻¹⁵
64-17-5	Éthanol	-	(a)	1,7.10 ⁻¹⁴
67-64-1	Acétone	-	(a)	5,2.10 ⁻¹⁵
71-43-2	Benzène	8,5.10 ⁻⁹	(b)	8,5.10 ⁻⁹
75-18-3	Sulfure de diméthyle	-	(a)	8,8.10 ⁻¹⁸
78-93-3	Butanone	5,5.10 ⁻¹⁰	(c)	5,5.10 ⁻¹⁰
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	-	(a)	1,1.10 ⁻¹⁴

Les données relatives aux concentrations bruit de fond des COVNM émis sont peu renseignées dans le Tableau III.8 au regard de leur faible disponibilité dans la littérature (a). Cependant, il est possible d'obtenir certaines données relatives à la concentration bruit de fond du toluène, des xylènes et du benzène dans un rapport de l'INERIS (b) (INERIS, 2004). D'autres données sont disponibles dans la base de données EMEP (c) (*European Monitoring and Evaluation Programme*) (CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION) qui vise à surveiller la pollution atmosphérique en Europe. De plus, lorsque ces informations sont disponibles, elles ne sont pas propres au territoire étudié (ici l'Ille-et-Vilaine).

À partir de la concentration d'exposition, il est possible de déterminer l'analyse de l'effet. C'est à partir de cet item que l'évaluation localisée est différenciée entre toxicité et odeurs.

III.1.2.2 Évaluation et quantification de l'impact toxique

À partir des informations déterminées par les items précédents, il s'agit d'identifier le risque d'impact toxique. Cette détermination du risque d'impact toxique est réalisée au travers de l'analyse de l'effet et de la caractérisation de l'impact.

III.1.2.2.1 Analyse de l'effet toxique

L'objectif de l'item « Analyse de l'effet toxique » est de vérifier le positionnement de la concentration d'exposition par rapport aux valeurs toxicologiques et épidémiologiques des COVNM. La méthodologie développée permet de coupler les approches « *best estimate* » et « *less is better* » en intégrant un seuil d'effet à l'évaluation de l'impact comme expliqué dans le chapitre II.

La méthodologie développée permet la mise en œuvre d'un ratio d'occurrence tentant d'illustrer la réalisation potentielle de l'impact. Le ratio d'occurrence est calculé à partir de la concentration d'exposition et du seuil d'effet toxique de la substance (Équation III.1). Le seuil d'effet toxique correspond à la concentration maximale sans effet (la NOAEL : *No Observable Adverse Effect Level*).

$$RO_i = \frac{[expo]_i}{NOAEL_i} \quad (\text{Équation III.1})$$

Pour interpréter la valeur de ce ratio d'occurrence, nous avons construit une échelle d'interprétation des valeurs selon l'hypothèse d'une classification ternaire semi-quantitative afin de diminuer les limites d'une classification binaire. En effet, l'utilisation d'une classification binaire limite les intervalles aux valeurs inférieures à 1 et supérieures à 1 (II.2.1.2.1.4). Pour rappel, ces trois intervalles sont :

- Intervalle d'impact n°1 : il est admis qu'il n'existe pas de risque d'impact quand la valeur du ratio d'occurrence se situe entre 0 et α ;
- Intervalle d'impact n°2 : appelée également zone « floue » dans laquelle un risque d'impact peut exister quand la valeur du ratio d'occurrence se situe entre α et β ;
- Intervalle d'impact n°3 : le risque d'impact est considéré comme avéré quand la valeur du ratio d'occurrence se situe entre β et $+\infty$.

Nous posons la valeur du paramètre β à 1, ce qui signifie que la concentration d'exposition est égale au seuil d'effet. En dessous de ce paramètre β , nous définissons deux zones :

- Comprise en α et β : nous admettons l'existence d'une zone de sécurité sur la NOAEL ;
- Inférieure à α : nous supposons une zone de non effet.

Au sein de la communauté scientifique de l'ACV, l'utilisation de la NOAEL est sujette à discussions au regard des incertitudes liées à sa détermination. Afin de limiter ces incertitudes, nous appliquons une marge de sécurité par rapport au seuil d'effet utilisé : définition de la zone comprise entre α et β . Pour fixer le paramètre α , dans l'idéal, nous avons prévu de comparer les valeurs des NOAEL disponibles dans la littérature pour une même substance et d'utiliser la valeur de cet écart (Tableau III.9).

Tableau III.9 : Valeurs des NOAEL et LC50 et leurs écarts pour les substances étudiées

Informations substances		Explications du calcul du paramètre α				
N° CAS	Nom COVNM	NOAEL pour le rat chronique par inhalation (kg.m ⁻³)	Source	LC50 pour le rat aiguë inhalation par (kg.m ⁻³)	Source	NOAEL/LC50
100-41-4	Éthylbenzène	2,4.10 ⁻⁹	d	1,7.10 ⁻⁸	d	1,4.10 ⁻¹
100-42-5	Styrène	5,6.10 ⁻¹⁰	d	2,4.10 ⁻⁸	d	2,3.10 ⁻²
105-54-4	Butyrate d'éthyle	-		7,0.10 ⁻⁵	e	-
108-88-3	Toluène	3,8.10 ⁻⁴	d	2,2.10 ⁻²	d	1,7.10 ⁻²
110-82-7	Cyclohexane	-		1,4.10 ⁻⁸	d	-
110-83-8	Cyclohexène	2,7.10 ⁻⁴	d	-		-
115-11-7	Iso-butène	8,0.10 ⁻⁴	d	-		-
1330-20-7	Xylènes	-		1,5.10 ⁻²	d	-
138-86-3	δ -limonène	-		2,2.10 ⁻⁴	f	-
141-78-6	Acétate d'éthyle	2,0.10 ⁻¹²	d	5,5.10 ⁻⁸	d ¹¹	4,4.10 ⁻⁵
64-17-5	Éthanol	-		1,2.10 ⁻⁷	d	-
67-64-1	Acétone	5,4.10 ⁻⁴	d	5,0.10 ⁻²	g	1,1.10 ⁻²
71-43-2	Benzène	3,2.10 ⁻⁵	d	4,7.10 ⁻²		6,7.10 ⁻⁴
75-18-3	Sulfure de diméthyle	1,3.10 ⁻³	d	7,6.10 ⁻²		1,7.10 ⁻²
78-93-3	Butanone	6,5.10 ⁻³	d	1,8.10 ⁻²		3,6.10 ⁻¹
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	-		9,8.10 ⁻³		-

Seulement, au regard de la très faible disponibilité de cette donnée dans la littérature (Tableau III.9), nous fixons plus ou moins arbitrairement la valeur d' α à 10⁻⁵. Cette valeur correspond au plus faible écart entre la NOAEL et la LC50 des substances étudiées dans cet

¹¹ Valeur de la NOAEL pour la souris.

exemple (substance acétate d'éthyle). Il s'agit ici, de définir un seuil de sécurité correspondant de façon théorique, à l'apparition potentielle d'effets. La définition des intervalles est donc :

- Intervalle n°1 : $[0 ; 10^{-5}]$: nous admettons qu'il n'existe pas de risque d'impact lorsque la valeur du ratio d'occurrence se situe dans cette première zone ;
- Intervalle n°2 : $]10^{-5} ; 1]$: nous définissons une zone floue dans laquelle nous admettons qu'il existe un risque d'impact lorsque la valeur du ratio d'occurrence se situe dans cet intervalle ;
- Intervalle n°3 : $]1 ; + \infty[$: lorsque la valeur du ratio d'occurrence se situe dans cette zone, nous admettons que le risque d'impact est considéré comme avéré.

Une seconde difficulté est apparue lors de l'exemple d'application. Comme explicité précédemment, il s'est avéré très difficile d'obtenir plusieurs valeurs de NOAEL pour une même substance. Nous pouvons généraliser ce constat, dans la mesure où un certain nombre de substances ne possèdent pas de NOAEL définie (Tableau III.9). Lors de la phase de recherche des seuils d'effet nous avons constaté, au regard de la faible disponibilité de la NOAEL, la définition plus vaste des seuils de concentration létale médiane (LC50). Ce seuil correspond à la concentration de substance inhalée pour laquelle 50% de l'échantillon évalué présente un effet létal. Seulement cette concentration est majoritairement renseignée pour une exposition aiguë et non chronique.

Les seuils d'effet obtenus dans la littérature sont majoritairement issus de la base de données ESIS (d) (*European chemical Substances Information System*) (JOINT RESEARCH CENTRE). Certains d'entre eux ont également été obtenus à partir des Fiches de Données de Sécurité (FDS) des substances concernées (e), (f) et (g) (ACROS ORGANICS, 2009) (INRS, 2010) (MATERIAL SAFETY DATA SHEET, 2010).

Au regard du Tableau III.9, nous pouvons constater que chaque COVNM étudié présente une valeur pour la NOAEL et/ou pour la LC50. Dès lors pour les substances pour lesquelles la NOAEL est définie, nous utiliserons cette valeur pour la détermination du ratio d'occurrence. Seulement pour les COVNM pour lesquels seule la LC50 est définie, il s'agira de déterminer une « NOAEL fictive » à partir de la valeur corrigée de la LC50. Dès lors, nous admettons que cette approche est grossière et peut être sujette à discussion. La détermination de la valeur de la « NOAEL fictive », ou de la LC50 corrigée, est réalisée *via* le calcul des écarts entre la NOAEL et la LC50 (qui correspond à une exposition aiguë) pour les substances possédant les deux informations. Le calcul de la « NOAEL fictive » est déterminé au regard du positionnement de la NOAEL et de la LC50 sur la courbe dose-réponse (Figure III.7) et de l'écart maximal entre ces deux valeurs (Tableau III.9).

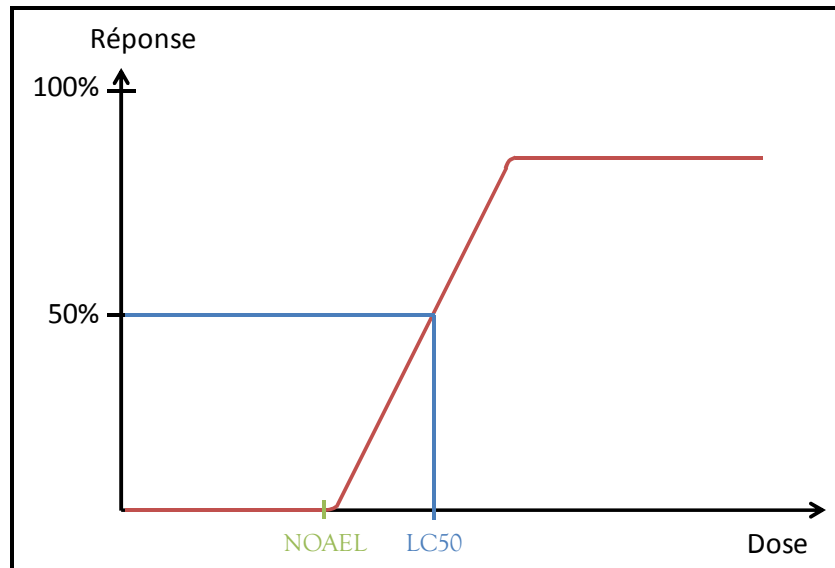


Figure III.7 : Positionnement de la NOAEL et de la LC50 sur la courbe dose-réponse

La valeur du facteur de correction appliqué à la LC50 est alors de 10^{-1} au regard des résultats du Tableau III.9. La formule utilisée pour la détermination de la « NOAEL fictive » est (Équation III.2) :

$$\text{NOAEL fictive}_i = \text{LC50}_i \times 10^{-1} \quad \text{Équation III.2}$$

Avec :

- NOAEL fictive_i : Seuil d'effet fictif de la substance i (en kg.m^{-3}) ;
- L50 : Concentration létale médiane de la substance i (en kg.m^{-3}) ;
- 10^{-1} : facteur de correction de la NOAEL à partir de la LC50.

À partir de la concentration d'exposition et des valeurs des seuils d'effet, les ratios d'occurrence de l'impact sont calculés et leurs positions au sein des intervalles sont déterminées pour les COVNM étudiés dans cet exemple d'application (Tableau III.10).

Tableau III.10 : Analyse de l'effet toxique des COVNM émis

Informations substances		Analyse de l'effet	
N° CAS	Nom COVNM	Ratio d'occurrence	Intervalle d'impact
100-41-4	Éthylbenzène	$5,9 \cdot 10^{-2}$	2
100-42-5	Styrène	$1,0 \cdot 10^{-5}$	2
105-54-4	Butyrate d'éthyle	$9,8 \cdot 10^{-10}$	1
108-88-3	Toluène	$1,5 \cdot 10^{-4}$	2

Informations substances		Analyse de l'effet	
N° CAS	Nom COVNM	Ratio d'occurrence	Intervalle d'impact
110-82-7	Cyclohexane	$2,7.10^6$	1
110-83-8	Cyclohexène	7.10^{12}	1
115-11-7	Iso-butène	$1,1.10^{14}$	1
1330-20-7	Xylènes	$4,0.10^3$	2
138-86-3	δ -limonène	$2,3.10^8$	1
141-78-6	Acétate d'éthyle	$1,8.10^3$	2
64-17-5	Éthanol	$1,40.10^6$	1
67-64-1	Acétone	$3,7.10^{12}$	1
71-43-2	Benzène	$2,7.10^4$	2
75-18-3	Sulfure de diméthyle	$6,8.10^{15}$	1
78-93-3	Butanone	$8,4.10^8$	1
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	$1,1.10^{11}$	1

Dans le cas étudié présentement, dix COVNM ne présentent pas de risque d'impact (le ratio d'occurrence se situe dans le premier intervalle) et six COVNM présentent un risque d'impact puisque les valeurs de leurs ratios d'occurrence sont dans le second intervalle (dans la zone floue). Ces six COVNM sont l'éthylbenzène, le styrène, le toluène, les xylènes, l'acétate d'éthyle et le benzène.

III.1.2.2.2 Caractérisation de l'impact

La caractérisation de l'impact est réalisée lorsqu'il existe un risque d'impact, c'est-à-dire dans les cas où le ratio d'occurrence se situe dans le second ou dans le troisième intervalle (supérieur à 10^5). Lorsque le risque d'impact toxique existe, nous calculons un facteur de caractérisation en fonction du seuil d'effet de la substance étudiée et de la substance de référence (Équation III.3).

$$FC_i = \frac{\text{Seuil d'effet}_i}{\text{Seuil d'effet}_{\text{réf}}} \quad (\text{Équation III.3})$$

Pour déterminer ce facteur de caractérisation, la substance de référence utilisée est le 1,4 dichlorobenzène (1,4 DCB), substance couramment utilisée dans les méthodes de caractérisation pour évaluer la toxicité. Le seuil d'effet (NOAEL) du 1,4 DCB (substance de référence) correspond à $5,77.10^4 \text{ kg.m}^3$. L'impact est donc calculé à partir d'un facteur de

caractérisation et de la masse totale émise pour les COVNM pour lesquels le risque d'impact toxique existe (Équation I.1) (Tableau III.11).

Tableau III.11 : Caractérisation de l'impact toxique pour les COVNM émis présentant un risque d'impact

Informations substances		Caractérisation de l'impact toxique		
N° CAS	Nom COVNM	Masse totale émise (kg)	Facteur de caractérisation ($\text{kg}_{\text{eq. 1,4 DCB}}/\text{kg}_{\text{émis}}$)	Impact ($\text{kg}_{\text{eq. 1,4 DCB}}$)
100-41-4	Éthylbenzène	10,7	$4,1 \cdot 10^{-6}$	$4,4 \cdot 10^{-5}$
100-42-5	Styrène	9,5	$9,8 \cdot 10^{-7}$	$9,3 \cdot 10^{-6}$
108-88-3	Toluène	16,1	$6,5 \cdot 10^{-1}$	10,5
1330-20-7	Xylènes	34,1	$2,6 \cdot 10^1$	904
141-78-6	Acétate d'éthyle	5,3	$3,5 \cdot 10^{-9}$	$1,8 \cdot 10^{-8}$
71-43-2	Benzène	19,5	$5,5 \cdot 10^{-2}$	1,1

Les impacts toxicité calculés sont exprimés en kg équivalent 1,4 DCB par kg de substance émise. Au regard des résultats des scores d'impact pour les six COVNM étudiés, il est possible de constater des écarts très contrastés alors que les masses émises sont dans le même ordre de grandeur : $1,82 \cdot 10^{-8} \text{ kg}_{\text{eq. 1,4 DCB}}/\text{kg}_{\text{émis}}$ pour l'acétate d'éthyle et 904 $\text{kg}_{\text{eq. 1,4 DCB}}/\text{kg}_{\text{émis}}$ pour la famille des xylènes. Dans la mesure où les impacts sont tous exprimés dans la même unité il est possible de les sommer pour obtenir un score unique pour l'impact toxicité, qui pourra, par la suite être comparé aux scores toxicité des autres scénarios évalués.

Dans un second temps, il s'agit de réaliser le même travail pour l'évaluation et la quantification de l'impact olfactif pour les COVNM étudiés.

III.1.2.3 Évaluation et quantification de l'impact odeur

De la même façon que pour l'évaluation et la quantification localisées de la toxicité, il est possible de déterminer la présence potentielle du risque d'impact odeur à partir des items caractéristiques de l'émission, analyse du devenir et analyse de l'exposition. Cette détermination de la présence potentielle du risque d'impact odeur est réalisée au travers de l'analyse de l'effet et de la caractérisation de l'impact.

III.1.2.3.1 Analyse de l'effet olfactif

L'objectif de cet item est de vérifier le positionnement de la concentration d'exposition par rapport aux seuils olfactifs des COVNM. Cependant, il existe dans la littérature différentes sources d'informations indiquant des seuils olfactifs très distincts.

La méthodologie développée permet la mise en œuvre d'un ratio d'occurrence tentant d'illustrer la réalisation potentielle de l'impact. Le ratio d'occurrence est calculé à partir de la concentration d'exposition et du seuil d'effet olfactif de la substance (Équation III.1).

L'évaluation des odeurs est construite selon la même philosophie que l'évaluation de la toxicité. Nous posons le paramètre β égal à 1 et le paramètre α correspondant à l'écart entre les différents seuils olfactifs pour une même substance. Dans notre étude de cas, nous avons calculé les écarts entre les seuils olfactifs des COVNM étudiés à partir de l'ouvrage de VAN GEMERT (VAN GEMERT, 2011) (Tableau III.12).

Tableau III.12 : Valeurs de seuils olfactifs et leurs écarts pour les substances étudiées

Informations substances		Explications du calcul du paramètre α			
N° CAS	Nom COVNM	Seuil olfactif minimal (kg.m^{-3})	Seuil olfactif maximal (kg.m^{-3})	Seuil olfactif (kg.m^{-3}) ¹²	Mini/ maxi
100-41-4	Éthylbenzène	$2,6.10^8$	$7,3.10^7$		$3,6.10^2$
100-42-5	Styrène	$1,5.10^7$	$2,6.10^5$		$5,7.10^3$
105-54-4	Butyrate d'éthyle	$5,3.10^{11}$	$2,3.10^5$		$2,3.10^6$
108-88-3	Toluène	$9,8.10^8$	$1,3.10^6$		$7,5.10^2$
110-82-7	Cyclohexane	$8,5.10^6$	-		-
110-83-8	Cyclohexène	$6,0.10^7$	-		-
115-11-7	Iso-butène	-	-	$2,3.10^5$	-
1330-20-7	Xylènes	$1,8.10^7$	$1,6.10^6$		$1,1.10^1$
138-86-3	δ -limonène	-	-	$2,1.10^7$	-
141-78-6	Acétate d'éthyle	$8,8.10^7$	$5,4.10^6$		$1,6.10^1$
64-17-5	Éthanol	$1,7.10^7$	$9,9.10^7$		$1,7.10^1$
67-64-1	Acétone	$2,0.10^6$	$1,0.10^4$		2.10^2
71-43-2	Benzène	-	-	$8,6.10^6$	-
75-18-3	Sulfure de diméthyle	$1,0.10^9$	$7,5.10^{10}$		1,3
78-93-3	Butanone	$2,1.10^7$	$1,3.10^6$		$1,6.10^1$
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	-	-	$5,9.10^7$	-

À partir des informations contenues dans le Tableau III.12, nous pouvons définir les valeurs des intervalles suivants :

¹² Seule donnée trouvée dans la littérature (pas de minimum ni de maximum)

- Intervalle n°1 : $[0 ; 10^6]$: nous admettons qu'il n'existe pas de risque d'impact lorsque la valeur du ratio d'occurrence se situe dans cette première zone ;
- Intervalle n°2 : $]10^6 ; 1]$: nous définissons une zone floue dans laquelle nous admettons qu'il existe un risque d'impact lorsque la valeur du ratio d'occurrence se situe dans cet intervalle ;
- Intervalle n°3 : $]1 ; + \infty[$: lorsque le ratio d'occurrence se situe dans cette zone, nous admettons que le risque d'impact est considéré comme avéré.

Dans les cas où un seuil olfactif minimal et un seuil olfactif maximal sont disponibles dans la base de données, le ratio d'occurrence est calculé *via* le seuil d'effet olfactif minimal. Dans la mesure où chaque substance ne possède pas un seuil olfactif minimal et maximal, nous considérons, pour chaque ratio d'occurrence, une zone de sécurité comprise entre les paramètres α et β , avec le paramètre α égal à 10^6 (valeur constatée au regard de la position au dénominateur du seuil olfactif maximal). La définition de cette zone de sécurité est également valable dans le cas où le seuil olfactif minimal est utilisé.

À partir de la concentration d'exposition et des valeurs des seuils d'effet, les ratios d'occurrence de l'impact sont calculés et leurs positions au sein des intervalles sont déterminées pour les COVNM étudiés dans cet exemple d'application (Tableau III.13).

Tableau III.13 : Analyse de l'effet olfactif des COVNM émis

Informations substances		Analyse de l'effet	
N° CAS	Nom COVNM	Ratio d'occurrence	Intervalle d'impact
100-41-4	Éthylbenzène	$5,4 \cdot 10^3$	2
100-42-5	Styrène	$3,9 \cdot 10^8$	1
105-54-4	Butyrate d'éthyle	$1,3 \cdot 10^4$	2
108-88-3	Toluène	$5,7 \cdot 10^1$	2
110-82-7	Cyclohexane	$4,3 \cdot 10^{10}$	1
110-83-8	Cyclohexène	$3,1 \cdot 10^9$	1
115-11-7	Iso-butène	$3,9 \cdot 10^{13}$	1
1330-20-7	Xylènes	$3,4 \cdot 10^1$	3
138-86-3	δ -limonène	$1,3 \cdot 10^6$	2
141-78-6	Acétate d'éthyle	$4,0 \cdot 10^9$	1
64-17-5	Éthanol	$1,0 \cdot 10^7$	1
67-64-1	Acétone	$2,6 \cdot 10^9$	1
71-43-2	Benzène	$9,9 \cdot 10^4$	2
75-18-3	Sulfure de diméthyle	$8,8 \cdot 10^9$	1
78-93-3	Butanone	$2,6 \cdot 10^3$	2

Informations substances		Analyse de l'effet	
N° CAS	Nom COVNM	Ratio d'occurrence	Intervalle d'impact
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	$1,9.10^{-8}$	1

À partir de la valeur du ratio d'occurrence, il est possible de déterminer dans quel intervalle d'impact se situe la substance émise. Dans le cas étudié présentement, neuf COVNM ne présentent pas de risque d'impact (le ratio d'occurrence se situe dans le premier intervalle). Six COVNM présentent un risque d'impact au regard de la position du ratio d'occurrence dans le second intervalle (dans la zone floue) :

- L'éthylbenzène ;
- Le butyrate d'éthyle ;
- Le toluène ;
- Le δ -limonène ;
- Le benzène ;
- Le butanone.

Un COVNM présente un risque d'impact au regard de la position du ratio d'occurrence dans le troisième intervalle : la famille des xylènes.

III.1.2.3.2 Caractérisation de l'impact

Le facteur de caractérisation, fonction du seuil d'effet de la substance étudiée et de la substance de référence, est calculé lorsque le ratio d'occurrence se situe dans le second ou dans le troisième intervalle (supérieur à 10^{-6}) (Équation III.3).

Pour définir la substance de référence utilisée, nous classons les COVNM en fonction de leur type d'odeur. Cette définition du type d'odeur est faite au regard de « la roue des odeurs du compost » déterminée par (ROSENFELD, CLARK, *et al.*, 2007) (Figure II.19). En fonction des COVNM qui présentent un risque d'impact olfactif, nous définissons les types d'odeurs associés (Tableau III.14).

Tableau III.14 : Définition des types d'odeurs et des substances de référence associées pour les COVNM retenus

Informations substances		Informations olfactives	
N° CAS	Nom COVNM	Type d'odeur	Substance de référence
100-41-4	Éthylbenzène	Solvant/hydrocarbure	Benzène
105-54-4	Butyrate d'éthyle	Fruité	δ -limonène
108-88-3	Toluène	Solvant/hydrocarbure	Benzène
1330-20-7	Xylènes	Solvant/hydrocarbure	Benzène
138-86-3	δ -limonène	Fruité	δ -limonène
71-43-2	Benzène	Solvant/hydrocarbure	Benzène
78-93-3	Butanone	Doux	Acétone

Dans le cadre de la définition des substances de référence et de l'utilisation des seuils d'effet olfactifs de ces substances de référence, la même logique de construction a été suivie ; nous avons utilisé les seuils olfactifs minimaux dans le calcul du facteur de caractérisation.

Il est alors possible de quantifier un impact olfactif par type d'odeur (Tableau III.15).

Tableau III.15 : Caractérisation de l'impact olfactif pour les COVNM émis présentant un risque d'impact

Informations substances		Informations olfactives		Caractérisation de l'impact olfactif	
N° CAS	Nom COVNM	Substance de référence	Seuil olfactif substance de référence (kg.m ⁻³)	Facteur de caractérisation (kg _{eq sub réf} /kg _{émis})	Impact (kg _{eq sub réf}) (I = m x CF)
100-41-4	Éthylbenzène	Benzène	8,6.10 ⁶	3,0.10 ⁻³	3,2.10 ²
105-54-4	Butyrate d'éthyle	δ-limonène	4,5.10 ⁸	2,5.10 ⁻⁴	1,2.10 ²
108-88-3	Toluène	Benzène	8,6.10 ⁶	1,1.10 ⁻²	1,8.10 ¹
1330-20-7	Xylènes	Benzène	8,6.10 ⁶	2,1.10 ⁻²	7,1.10 ¹
138-86-3	δ-limonène	δ-limonène	4,5.10 ⁸	1,0	533
71-43-2	Benzène	Benzène	8,6.10 ⁶	1,0	19,5
78-93-3	Butanone	Acétone	2,0.10 ⁶	1,0.10 ⁻¹	1,4

À l'issue de ces calculs, il est possible de sommer les impacts pour lesquels la substance de référence est identique (Tableau III.16).

Tableau III.16 : Quantification des impacts en fonction du type d'odeur

Impact (par type d'odeur)	Impact total (kg _{eq sub de référence})
Benzène	20,4
δ-limonène	533
Acétone	1,37

Les impacts odeur calculés sont exprimés en kg équivalent de substance de référence par kg de substance émise. Dans le cadre de cet exemple d'application, les résultats d'impact obtenus sont environ 20 kg_{éq. benzène}, 533 kg_{éq. δ-limonène} et 1,4 kg_{éq. acétone}. La méthodologie développée pour l'évaluation locale des odeurs permet aux décideurs locaux d'obtenir un score d'impact en fonction du type d'odeur.

L'application de la méthodologie d'évaluation locale développée dans le cadre de cette thèse permet de quantifier des impacts environnementaux locaux tels que la toxicité et les odeurs d'une filière de traitement des déchets par TMB au regard de certains paramètres spatiaux de la source d'émission et du milieu impacté. L'analyse des résultats des évaluations de la toxicité et des odeurs localisées, permet d'aborder certains points de discussion.

III.1.2.4 Analyse et discussion des résultats obtenus

Pour analyser les résultats obtenus, nous aborderons un premier point de discussion relatif à la base de données du modèle USEtox, un second point concernant les résultats obtenus suite à l'analyse de l'effet et, enfin, nous aborderons une discussion relative à la concentration bruit de fond des substances étudiées.

III.1.2.4.1 Base de données

La base de données relative aux substances organiques du modèle USEtox contient quelques trois mille substances, ce qui représente environ 10% de la totalité des substances chimiques utilisées de nos jours. Nous avons constaté que seuls seize COVNM sont disponibles dans la base de données du modèle USEtox sur les trente-et-un émis par le fonctionnement de l'installation de TMB. Pour les COVNM non disponibles, le calcul de la concentration environnementale n'a pu être réalisé dans le cadre de cette application. Pour obtenir une concentration environnementale pour les quinze COVNM non contenus dans la base de données du modèle USEtox, il aurait été nécessaire de « construire » la fiche relative à chaque substance en renseignant différentes informations plus ou moins accessibles telles que la masse molaire, le coefficient de partage octanol-eau, la solubilité ou encore différentes constantes de dégradation en fonction de différents milieux. À l'échelle internationale, certains chercheurs travaillent actuellement pour alimenter les bases de données du modèle USEtox.

III.1.2.4.2 Interprétation de l'analyse de l'effet

L'item « analyse de l'effet » permet de déterminer la position de la concentration d'exposition au regard des valeurs des seuils d'effet toxicologique et olfactif par la détermination d'un ratio d'occurrence (fonction de la concentration d'exposition et du seuil d'effet de la substance). La définition d'une échelle d'interprétation du ratio d'occurrence permet de déterminer l'existence ou non d'un risque d'impact pour chaque substance émise. Pour l'évaluation de la toxicité, six COVNM présentent un risque d'impact car les ratios d'occurrence se situent dans la zone floue, où l'existence du risque d'impact n'est pas avérée

mais admise. Il s'agit de l'éthylbenzène, le styrène, le toluène, les xylènes, l'acétate d'éthyle et le benzène. Concernant l'évaluation des odeurs, six COVNM présentent un risque d'impact au regard de la position du ratio d'occurrence dans la zone floue : l'éthylbenzène, le butyrate d'éthyle, le toluène, le δ -limonène, le benzène et le butanone. Pour les xylènes, le risque d'impact olfactif se situe dans l'intervalle où le risque d'impact est considéré comme avéré.

III.1.2.4.3 Discussion relative à la prise en compte de la concentration bruit de fond

En analysant les résultats de l'évaluation de la toxicité et des odeurs, il est possible de mettre en parallèle les COVNM pour lesquels la concentration bruit de fond est disponible est les COVNM pour lesquels il existe un risque d'impact. Au total, neuf COVNM présentent un risque toxique et/ou olfactif sur seize étudiés. Tous les COVNM pour lesquels la concentration bruit de fond est disponible présentent un risque d'impact toxique et/ou olfactif et ce risque d'impact est principalement imputable à la concentration bruit de fond (à plus de 99%). Ce constat peut nous conduire à trois pistes de réflexion :

- Les substances pour lesquelles la concentration bruit de fond n'est pas renseignée et pour lesquelles nous admettons qu'il existe un risque d'impact sont des substances réellement génératrices d'impacts dans le cas étudié ;
- Les substances pour lesquelles la concentration bruit de fond n'est pas renseignée et pour lesquelles la méthodologie proposée admet qu'il n'y a pas d'impact soulèvent la question de la réalité du non impact. Il est possible d'émettre l'hypothèse que ces concentrations bruit de fond ne sont pas disponibles en raison de difficultés de mesures éventuellement dues à la faible concentration atmosphérique de ces substances ;
- Enfin, en ce qui concerne les substances pour lesquelles la concentration bruit de fond est renseignée et pour lesquelles un impact est calculé, il serait intéressant d'occulter le bruit de fond afin d'étudier la réponse des ratios d'occurrence dans les intervalles d'impact lorsque seule la concentration d'émission est considéré.

Pour approfondir la troisième piste de réflexion, nous avons déterminé le ratio d'occurrence des COVNM disposant d'une concentration bruit de fond sans intégrer cette concentration au calcul (Tableau III.17).

Tableau III.17 : Calcul du ratio d'occurrence toxique sans considérer les concentrations bruit de fond

Informations substances		Analyse de l'exposition		Analyse de l'effet	
N° CAS	Nom COVNM	Concentration bruit de fond (kg.m ⁻³)	Concentration d'exposition (kg.m ⁻³)	Ratio d'occurrence toxicité	Intervalle
100-41-4	Éthylbenzène	0	7,2.10 ⁻¹⁵	3.10 ⁻⁶	1
108-88-3	Toluène	0	1,1.10 ⁻¹⁴	2,9.10 ⁻¹¹	1
1330-20-7	Xylènes	0	2,3.10 ⁻¹⁴	1,5.10 ⁻¹¹	1
71-43-2	Benzène	0	1,3.10 ⁻¹⁴	4,1.10 ⁻¹⁰	1
78-93-3	Butanone	0	8,9.10 ⁻¹⁵	1,4.10 ⁻¹²	1

Comme le montrent les informations du Tableau III.17, la non considération des concentrations bruit de fond entraîne la position des ratios d'occurrence dans le premier intervalle où nous admettons qu'il n'existe pas d'impact. Le même travail a été réalisé pour l'évaluation des odeurs (Tableau III.18).

Tableau III.18 : Calcul du ratio d'occurrence olfactif sans considérer les concentrations bruit de fond

Informations substances		Analyse de l'exposition		Analyse de l'effet	
N° CAS	Nom COVNM	Concentration bruit de fond (kg.m ⁻³)	Concentration d'exposition (kg.m ⁻³)	Ratio d'occurrence toxicité	Intervalle
100-41-4	Éthylbenzène	0	7,2.10 ⁻¹⁵	3.10 ⁻⁷	1
108-88-3	Toluène	0	1,1.10 ⁻¹⁴	1.10 ⁻⁷	1
1330-20-7	Xylènes	0	2,3.10 ⁻¹⁴	1,3.10 ⁻⁷	1
71-43-2	Benzène	0	1,3.10 ⁻¹⁴	1,5.10 ⁻⁹	1
78-93-3	Butanone	0	8,9.10 ⁻¹⁵	4,2.10 ⁻⁸	1

Comme pour la toxicité, la non considération des concentrations bruit de fond entraîne la position des ratios d'occurrence dans le premier intervalle dans lequel nous admettons qu'il n'existe pas de risque d'impact olfactif.

L'analyse de ces résultats conforte la seconde piste de réflexion soulevée précédemment et permet également de soulever la question de la réalité du non impact. Au regard de l'importance de la concentration bruit de fond en comparaison à la concentration environnementale d'émission, nous pouvons soulever l'interrogation de savoir à qui devons nous imputer l'impact : à la concentration bruit de fond ou à la concentration d'émission ?

Cette réflexion est abordée dans la section relative au droit à polluer. Nous pouvons conclure que cette application illustre bien la problématique du droit à polluer dans le cas d'une concentration bruit de fond faible ou inexistante.

Afin de connaître l'impact de la valeur de ces paramètres spatiaux, nous avons étudié l'écart obtenu en modélisant un milieu d'émission différent, c'est-à-dire en représentant un autre département d'émission que l'Ille-et-Vilaine. L'importance de la valeur de ces paramètres sur la détermination de la concentration environnementale est étudiée dans la partie suivante. Nous avons également souhaité étudier les résultats obtenus en matière d'évaluation de la toxicité en utilisant une autre méthode de caractérisation, qui n'intègre pas de paramètres spatiaux dans le calcul de l'impact.

III.1.3 Importance relative des paramètres spatiaux

Dans un premier temps, nous avons étudié l'impact de l'intégration des paramètres spatiaux locaux sur la détermination de la concentration environnementale *via* le modèle USEtox. Dans un second temps, nous avons étudié les résultats obtenus lors de l'évaluation de l'impact toxique avec une autre méthode de caractérisation : la méthode CML 2001. Ces deux analyses ont été réalisées afin d'identifier l'importance de l'intégration des paramètres spatiaux locaux dans la quantification des impacts locaux. Nous ne pouvons réaliser la même étude comparative pour l'impact odeur, puisque celui-ci n'est pas intégré dans les méthodes de caractérisation actuelles en ACV.

III.1.3.1 Au sein du modèle USEtox

Afin d'identifier l'importance des paramètres spatiaux locaux dans la détermination de la concentration environnementale *via* le modèle USEtox, une comparaison des résultats obtenus *via* une modélisation de deux départements différents : l'Ille-et-Vilaine (35) et les Bouches-du-Rhône (13) a été réalisée. Le choix du département des Bouches-du-Rhône se justifie par les nombreuses différences en termes de paramètres spatiaux entre ces deux départements. À partir des informations disponibles dans la base de données CORINE Land Cover, il est possible de définir les paramètres Dimensions tels que la superficie des différents types de sols ou encore les superficies d'eau douce et d'eau salée (Annexe 9). Cette étude des écarts relatifs entre les concentrations environnementales obtenues pour chaque département d'émission est réalisée dans le cadre de l'évaluation localisée de la toxicité (Tableau III.19).

Tableau III.19 : Écarts relatifs calculés dans le cadre de la détermination de la concentration environnementale via le modèle USEtox

Informations substances		Caractéristiques de l'émission	Analyse du devenir		Écarts (%)
N° CAS	Nom substance	Émission journalière (kg.jr ⁻¹)	Concentration environnementale dans air local 35 (kg.m ⁻³)	Concentration environnementale dans air local 13 (kg.m ⁻³)	
100-41-4	Éthylbenzène	2,9.10 ²	7,2.10 ⁻¹⁵	8.10 ⁻¹⁵	10
100-42-5	Styrène	2,6.10 ²	5,9.10 ⁻¹⁵	6,5.10 ⁻¹⁵	9
105-54-4	Butyrate d'éthyle	2,8.10 ²	6,9.10 ⁻¹⁵	7,6.10 ⁻¹⁵	10
108-88-3	Toluène	4,4.10 ²	1,1.10 ⁻¹⁴	1,2.10 ⁻¹⁴	10
110-82-7	Cyclohexane	1,5.10 ²	3,7.10 ⁻¹⁵	4,1.10 ⁻¹⁵	10
110-83-8	Cyclohexène	8,4.10 ³	1,9.10 ⁻¹⁵	2,1.10 ⁻¹⁵	9
115-11-7	Iso butène	4.10 ⁵	8,9.10 ⁻¹⁸	1,0.10 ⁻¹⁷	12
1330-20-7	Xylènes	9,3.10 ²	2,3.10 ⁻¹⁴	2,5.10 ⁻¹⁴	10
138-86-3	δ-limonène	1,5	2,8.10 ⁻¹³	3,1.10 ⁻¹³	8
141-78-6	Acétate d'éthyle	1,4.10 ²	3,6.10 ⁻¹⁵	4.10 ⁻¹⁵	10
64-17-5	Éthanol	6,9.10 ²	1,7.10 ⁻¹⁴	1,9.10 ⁻¹⁴	10
67-64-1	Acétone	2,1.10 ²	5,2.10 ⁻¹⁵	5,8.10 ⁻¹⁵	10
71-43-2	Benzène	5,3.10 ²	1,3.10 ⁻¹⁴	1,5.10 ⁻¹⁴	10
75-18-3	Sulfure de diméthyle	4.10 ⁵	8,8.10 ⁻¹⁸	1,1.10 ⁻¹⁷	20
78-93-3	Butanone	3,6.10 ²	8,9.10 ⁻¹⁵	9,9.10 ⁻¹⁵	10
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	4,6.10 ²	1,1.10 ⁻¹⁴	1,2.10 ⁻¹⁴	9

À la lecture du Tableau III.19, il est possible de constater que les écarts relatifs s'échelonnent de 8% à 20% environ. L'écart le plus faible est calculé pour le styrène et le plus important pour le δ -limonène. D'après cette étude, il est possible de constater que la détermination des paramètres spatiaux influence le calcul de la concentration environnementale *via* le modèle USEtox. Nous estimons qu'à partir d'un écart de 20%, l'impact sur la concentration environnementale est jugé significatif. Au regard des incertitudes supposées accumulées lors de ce type d'évaluation, ce seuil de 20% peut être sujet à discussion. Pour ce travail de thèse, nous estimons qu'à partir d'un écart de 20%, il est pertinent de s'intéresser aux différences des caractéristiques spatiales des milieux impactés. Les milieux choisis dans l'exemple (départements 13 et 35) ne sont peut-être pas suffisamment contrastés au regard de la finesse du modèle USEtox. Ce travail de comparaison illustre l'intérêt qui doit être porté à la considération des paramètres spatiaux dans l'évaluation.

III.1.3.2 Pour le calcul de l'impact toxicité

Pour confronter les résultats de l'exemple d'application aux méthodes de caractérisation existantes, deux autres méthodes de caractérisation classiques ont été utilisées : la méthode CML 2001 et le modèle USEtox dans sa version par défaut.

La méthode de caractérisation CML 2001 est une méthode *midpoint* qui évalue onze catégories d'impacts. Même si aucune méthode de caractérisation ne fait actuellement consensus au sein de la communauté scientifique de l'ACV, la méthode CML 2001 est une des méthodes *midpoint* les plus utilisées actuellement (section I.3.2.2). Dans la mesure où l'ACV n'évalue pas les impacts liés aux odeurs, seuls les résultats issus de l'évaluation localisée de la toxicité sont confrontés à ceux obtenus en utilisant la méthode de caractérisation CML 2001. Pour cela, les facteurs de caractérisation des COVNM émis fournis par la méthode CML 2001 sont utilisés (Tableau III.20).

Cette mise en perspective des résultats permet d'identifier les principaux points de divergence entre les trois méthodes de caractérisation utilisées mais également d'analyser les écarts constatés lors de la quantification de l'impact.

Tableau III.20 : Mise en perspective des résultats avec la méthode de caractérisation CML 2001

Information substances		Méthodologie d'évaluation localisée		Méthode de caractérisation CML 2001	
N° CAS	Nom substance	Facteur de caractérisation	Impact (kg _{éq 1,4 DCB})	Facteur de caractérisation	Impact (kg _{éq 1,4 DCB})
100-41-4	Éthylbenzène	$4,11.10^6$	$4,39.10^5$	$9,70.10^1$	$1,04.10^1$
100-42-5	Styrène	$9,79.10^7$	$9,26.10^6$	$4,70.10^2$	$4,45.10^1$
105-54-4	Butyrate d'éthyle	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
108-88-3	Toluène	$6,52.10^1$	$1,0.10^1$	$3,30.10^1$	5,32
110-82-7	Cyclohexane	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
110-83-8	Cyclohexène	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
115-11-7	Iso-butène	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
1330-20-7	Xylènes	$2,65.10^1$	$9,04.10^2$	$6,50.10^2$	2,22
138-86-3	Δ -limonène	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
141-78-6	Acétate d'éthyle	$3,47.10^9$	$1,82.10^8$	Pas de facteur disponible-	-
64-17-5	Éthanol	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
67-64-1	Acétone	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
71-43-2	Benzène	$5,53.10^2$	1,08	$1,90.10^3$	$3,7.10^4$
75-18-3	Sulfure de diméthyle	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
78-93-3	Butanone	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	Pas de risque d'impact		Pas de facteur disponible-	-
Score impact toxicité total			$9,16.10^2$		$3,7.10^4$

Dans un premier temps, à la lecture du Tableau III.20, on remarque que les substances pour lesquelles un risque d'impact existe avec la méthode d'évaluation localisée possèdent un facteur de caractérisation issu de la méthode de caractérisation CML 2001, excepté l'acétate d'éthyle. Cette substance n'est pas reconnue toxique par la méthode de caractérisation CML 2001, mais écotoxique et contribuant à la formation d'ozone photochimique. En consultant la FDS de l'INRS relative à cette substance, on constate que l'acétate d'éthyle est une substance faiblement toxique pour l'Homme, pour lequel les effets irritants sont les plus connus. Cependant, peu de données relatives à la toxicité chez l'Homme sont disponibles pour cette substance car l'acétate d'éthyle est le plus souvent utilisé en mélange avec d'autres substances chimiques (INRS, 2011).

Dans un second temps, au regard des résultats d'impacts calculés avec les deux méthodes, on relève certaines différences. En effet, pour trois COVNM (l'éthylbenzène, le styrène et le benzène), l'impact toxicité calculé par la méthode de caractérisation CML est beaucoup plus important que celui calculé avec la méthodologie d'évaluation locale proposée : écarts relatifs supérieurs à 10^4 (impact calculé par CML/méthodologie d'évaluation locale). Dans les cas où l'impact calculé par la méthodologie d'évaluation proposée est supérieur à celui de la méthode de caractérisation CML (pour le toluène et les xylènes), les écarts relatifs calculés sont de l'ordre 10^1 .

La totalité des seize COVNM analysés n'est pas caractérisée par la méthode CML 2001 : le butyrate d'éthyle, le cyclohexène, le δ -limonène et le sulfure de diméthyle ne sont pas renseignés pour cette méthode de caractérisation. Parmi les COVNM évalués, certains ne possèdent pas de facteur de caractérisation pour la méthode CML 2001 : le cyclohexane, l'iso-butène, l'acétate d'éthyle, l'éthanol, l'acétone, le butanone et le 1,2,4 triméthyle benzène. Cependant, d'autres méthodes de caractérisation admettent qu'il existe un risque toxique et calculent donc un facteur de caractérisation. Le cyclohexane, l'acétone et le butanone sont reconnus toxiques et non cancérigènes par le modèle USEtox et l'iso-butène, l'éthanol et le 1,2,4 triméthyle benzène sont reconnus toxique et cancérigènes par le même modèle. Le sulfure de diméthyle n'est, quant à lui, pas reconnu toxique par les différentes méthodes de caractérisation disponibles. Lorsque les COVNM ne possèdent pas de facteur de caractérisation toxicité dans la méthode CML 2001, beaucoup d'entre eux interviennent dans l'impact formation d'ozone photochimique, puisque les réactions chimiques en chaîne liées aux émissions de COV entraînent la formation de substances réactives nocives dans la troposphère.

Le résultat de l'impact toxique total obtenu pour la méthode de caractérisation localisée est de $9,16 \cdot 10^2 \text{ kg}_{\text{éq. 1,4 DCB}}$ et d'environ $3,7 \cdot 10^4 \text{ kg}_{\text{éq. 1,4 DCB}}$ pour la méthode de caractérisation CML 2001. L'analyse de ces résultats, nous permet de conclure que la méthode de caractérisation CML 2001 semble majorer le calcul de l'impact toxicité au regard de la non prise en considération des conditions spatiales de la source d'émission et du milieu impacté.

Un travail identique a ensuite été réalisé avec le modèle de caractérisation USEtox dans sa version par défaut. Les résultats obtenus sont regroupés dans le Tableau III.21.

Tableau III.21 : Mise en perspective des résultats avec le modèle de caractérisation USEtox dans sa version par défaut

Information substances		Modèle de caractérisation USEtox	
N° CAS	Nom substance	Facteur de caractérisation (nombre de cas / ke _{émis})	Impact (nombre de cas)
100-41-4	Éthylbenzène	$5,60.10^8$	$5,97.10^7$
100-42-5	Styrène	$2,08.10^8$	$1,97.10^7$
105-54-4	Butyrate d'éthyle	Pas de facteur disponible	-
108-88-3	Toluène	$9,90.10^9$	$1,60.10^7$
110-82-7	Cyclohexane	$1,90.10^9$	$1,04.10^8$
110-83-8	Cyclohexène	Pas de facteur disponible	-
115-11-7	Iso-butène	$1,20.10^{10}$	$1,70.10^{12}$
1330-20-7	Xylènes	$1,20.10^8$	$4,09.10^7$
138-86-3	Δ -limonène	Pas de facteur disponible	-
141-78-6	Acétate d'éthyle	$1,80.10^9$	$9,46.10^9$
64-17-5	Éthanol	$6,40.10^{10}$	$1,61.10^8$
67-64-1	Acétone	$2,80.10^9$	$2,16.10^8$
71-43-2	Benzène	$1,50.10^7$	$2,92.10^6$
75-18-3	Sulfure de diméthyle	Pas de facteur disponible	-
78-93-3	Butanone	$5,40.10^{10}$	$7,06.10^9$
95-63-6	1,2,4 Triméthyle benzène	$1,60.10^{10}$	$2,71.10^9$
Score impact toxicité total			$4,35.10^6$

À la lecture du Tableau III.21, nous pouvons constater qu'un grand nombre de substances possède un facteur de caractérisation dans le modèle de caractérisation USEtox. Par contre, le butyrate d'éthyle, le cyclohexène, le δ -limonène et le sulfure de diméthyle ne possèdent pas de facteur de caractérisation. En effet, pour ces substances, le facteur de caractérisation n'est pas disponible (« n/a » dans USEtox) et ne peut pas être calculé car la donnée relative au facteur d'effet est nulle (Équation II.1).

Le facteur de caractérisation calculé dans USEtox est exprimé en nombre de cas par kg de substance émis. Le calcul de l'impact permet donc d'obtenir un impact exprimé en nombre de cas (Équation I.1). Les résultats d'impacts obtenus avec la méthodologie d'évaluation localisée et avec la méthode CML 2001 sont quant à eux exprimés en kg équivalent 1,4 DCB. Cette différence en termes d'unités nous empêche de comparer les valeurs des résultats obtenus avec la méthodologie d'évaluation localisée, la méthode CML 2001 et le modèle USEtox par défaut.

Nous pouvons toutefois relever que la substance qui semble provoquer le plus grand effet toxique est le benzène (constat identique avec la méthode CML 2001). L'écart entre cette substance est la substance ayant le plus faible effet (l'iso butène) est de l'ordre de 10^7 .

En comparant les résultats obtenus avec la méthodologie d'évaluation localisée, la méthode CML 2001 et le modèle USEtox, nous pouvons identifier cinq substances évaluées par ces différentes méthodes comme ayant des impacts toxiques les plus importants parmi les substances évaluées :

- Le benzène ;
- L'éthylbenzène ;
- Les xylènes ;
- Le toluène ;
- Le styrène.

Les résultats de la mise en œuvre de ces trois méthodes de quantification apparaissent cohérents en termes d'identification des substances les plus toxiques.

Pour compléter ce travail de recherche, nous avons souhaité étudier l'impact de la mise en place de la méthodologie proposée dans le cadre d'un processus décisionnel de gestion des déchets.

III.1.4 Retour auprès des acteurs publics

Nous avons souhaité compléter ce travail de développement par une étude concernant la réception de l'outil développé auprès des acteurs décisionnaires de la gestion des déchets ménagers. Cette étude prend la forme d'un *focus group*, également appelé retour auprès des acteurs. Le terme *focus group* désigne ici un moment d'échanges et de discussions entre différents acteurs locaux de la gestion des déchets autour du travail de différenciation spatiale réalisé au cours de la thèse. Ce type d'échanges permet en théorie d'identifier et de comprendre les mécanismes de prise de décision en fonction des acteurs concernés et les rôles de chaque acteur dans le processus de décision publique (BEURAIN et BRULLOT, 2011).

Dans le cadre de ce travail de thèse, le terme *focus group* désigne un entretien avec des acteurs publics de la gestion des déchets ménagers autour de la présentation des résultats issus de l'application de la méthodologie de différenciation spatiale et d'une discussion au sujet des apports et des faiblesses de cette méthodologie. L'objectif de ce retour auprès des acteurs est d'étudier la mise en situation, au sein d'un processus décisionnel, de la méthodologie développée. En d'autres termes, il s'agit de déterminer en quoi la mise en œuvre de l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs construit ou non des positions de choix (définition de la hiérarchie des scénarios) vers un scénario testé plus que vers un autre. Il doit également permettre d'identifier si cette mise en œuvre amène des modifications aux idées reçues et au final participe à la décision. Il s'agit également de déterminer le positionnement de l'évaluation localisée des impacts locaux par rapport à la décision. Ce dernier objectif vise à déterminer si le choix des décideurs locaux est pris au regard des résultats de l'évaluation locale uniquement ou partiellement (choix complété avec l'évaluation globale) ou si cette dernière ne modifie en rien

leur prise de décision. Tous les objectifs ainsi que les interrogations soulevées sont disponibles dans la charte de principes annexée à ce chapitre (Annexe 10).

Pour alimenter et entretenir les discussions entre les participants du *focus group* et permettre de répondre à l'objectif fixé ainsi que des questions, quatre thèmes sont définis. La définition de ces thèmes permet d'orienter les discussions des participants afin de les amener à répondre aux objectifs du *focus group* : « évaluation des impacts locaux », « appropriation des résultats par les acteurs locaux », « aide à la décision » et « prise de décision ». Le tableau regroupant les quatre thèmes abordés ainsi que les questions associées est disponible en annexe (Annexe 11). Pour réaliser ce *focus group*, nous avons identifié et sollicité douze acteurs locaux. Cependant, seulement cinq participants ont pu assister et participer à cette discussion. La liste complète des acteurs sollicités ainsi que leur fonction est disponible en annexe (Annexe 12).

Les résultats de ce *focus group* sont présentés succinctement au regard des manques de robustesse dûs à la méthodologie de construction et à la conduite du *focus group*. Ces faiblesses sont liées à un manque de connaissances¹³ dans le domaine et de temps disponible. Ce travail constitue une première approche. Pour présenter les résultats des évaluations classique et localisée des filières TMB et Tout incinération, nous avons intitulé les scénarios évalués en fonction de la technologie qu'ils représentaient. L'évaluation des filières est apparue trop contrastée par rapport aux impacts évalués.

L'organisation de ce *focus group* ne nous permet pas de valider la pertinence de la méthodologie d'évaluation locale proposée au sein d'un processus décisionnel. Ce constat peut être imputable à différents éléments. En premier lieu, le temps attribué à l'organisation de ce retour auprès des acteurs s'est avéré trop court pour organiser de façon pertinente cette discussion. En effet, cette technique nécessite de bonnes connaissances et expérience en matière de conduite de réunion mais également d'identification des comportements des participants afin de les amener à répondre aux objectifs identifiés ; connaissances qui n'ont pas pu être acquises au cours de ce travail de recherche. Les discussions des acteurs se sont principalement centrées sur les résultats et non pas sur la méthodologie. L'utilisation des résultats fictifs était souhaitée au regard des fortes polémiques relatives aux installations de traitements des déchets ménagers et à leur implantation sur le territoire local. Nous pensons que l'utilisation de résultats fictifs permettrait aux participants de prendre un peu de recul vis-à-vis des résultats et de s'intéresser plus précisément à la méthode d'évaluation. Or, les résultats se sont avérés trop tranchés en faveur d'un scénario plutôt qu'un autre et le scénario favorisé ne correspondait pas aux attentes des décideurs locaux. Ce constat est une limite importante de ce *focus group* car il a fortement limité l'ouverture du débat entre les participants. Cette première analyse nous permet de conclure que les acteurs locaux sont fortement demandeurs de solutions « clés en main », solutions que l'évaluation environnementale type ACV ne fournit pas. Concernant le processus de prise de décision, nous nous sommes aperçus que le choix des noms des scénarios évalués a fortement influencé la décision des décideurs locaux. Les décideurs ont orienté leur

¹³ Effectivement, lors de la réalisation du *focus group*, il aurait été nécessaire que je sois appuyée par des chercheurs en sciences humaines et sociales, ce qui n'a pas été le cas.

choix au regard du procédé utilisé plutôt qu'après analyse des résultats de l'évaluation environnementale. La médiatisation des controverses liée à certains procédés a pu également influencer le choix des acteurs. La notion d'acceptabilité des projets par les riverains pèse dans le choix des décideurs locaux. Les résultats présentés ont fortement limité l'ouverture du débat entre les participants, ceux-ci étant trop tranchés en faveur d'un scénario.

Cependant, l'analyse des résultats du *focus group* permet d'identifier certains points positifs tels que les connaissances des décideurs locaux et leurs besoins en matière d'évaluation locale. En effet, la construction du *focus group* permet de mettre en lumière les bonnes connaissances des décideurs locaux en matière de filières de traitement des déchets mais également en matière de méthodologie d'évaluation des impacts environnementaux. La réalisation de ce *focus group* a également permis de conforter et de confirmer un manque relatif aux méthodologies d'évaluation environnementale des impacts locaux. Cette lacune méthodologique relative à l'évaluation des impacts locaux, mais également l'intégration des résultats de cette évaluation des impacts locaux au processus de décision, est un manque identifié par les chercheurs, et qui est fortement souhaité par les décideurs locaux. En effet, pour certains d'entre eux, les catégories d'impacts locaux sont prépondérantes par rapport aux catégories d'impacts globaux.

Au-delà de la construction du *focus group*, nous avons également identifié différents éléments relatifs au déroulement du *focus group* qui peuvent expliquer son échec. En matière de déroulement, l'exercice du *focus group* est un exercice complexe à conduire. Avec le recul, nous pouvons conclure que la gestion du temps de discussion est un élément prépondérant à la réussite de cet exercice. Dans le cas présent, une grande partie du temps alloué a été utilisée pour discuter de l'obtention des résultats fictifs, résultats ne concordant pas avec les attentes des décideurs locaux. Nous n'avons pas su identifier les moments opportuns où nous devions réorienter le contenu des discussions sur les apports de la méthode d'évaluation proposée. À la fin de l'exercice et pour ne pas trop solliciter les décideurs locaux, nous avons dû réduire le temps d'échange concernant la méthode d'évaluation locale. Cette mauvaise gestion du temps de discussion nous permet malgré tout d'identifier un élément important concernant les attentes des décideurs ; ceux-ci attendent de l'évaluation environnementale qu'elle leur fournisse des résultats tranchés. Ils s'attendent à obtenir des solutions opérationnelles qui permettent de définir un scénario optimum pour lequel aucune discussion ne sera soulevée. Le renouvellement de ce type d'exercice doit faire l'objet d'une attention toute particulière concernant la gestion du temps pour amener les participants à répondre aux objectifs fixés.

En conclusion et au regard des aspects positifs et des limites identifiés, le *focus group* permet d'identifier les attentes des acteurs en matière de méthode et de résultats d'évaluation environnementale. La conduite de ce genre d'entretien peut permettre d'amorcer les prémises d'un dialogue entre acteurs et chercheurs pour une meilleure compréhension des attentes et des faisabilités des méthodologies et outils développés. La dichotomie entre attente et faisabilité est souvent au cœur du débat mais l'ACV reste un outil d'aide à la décision et non pas un outil de décision. Cette technique du *focus group*, largement utilisée dans les sciences humaines et sociales, apparaît difficile à conduire et à interpréter. Les résultats sont d'autant plus difficiles à utiliser.

III.2 LIMITES REVELEES PAR L'EXEMPLE D'APPLICATION

La méthodologie d'évaluation localisée proposée dans le cadre de cette thèse vise à intégrer les dimensions spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation des impacts environnementaux locaux et plus particulièrement pour l'évaluation de la toxicité et des odeurs. L'exemple d'application présenté dans ce chapitre permet de compléter les éléments de discussion identifiés dans le chapitre II mais également d'en identifier de nouveaux. La méthodologie développée propose d'affiner le calcul de l'impact toxicité et permet également de présenter une méthode « rustique » d'évaluation de l'impact odeurs *via* l'ACV. Seulement, étant données la complexité des phénomènes en jeu et l'étendue des données (pas toujours disponibles) à intégrer, certains points de discussion ont pu être identifiés tels que la disponibilité des données, l'utilisation du modèle USEtox pour déterminer le devenir de la substance dans l'environnement, la réalisation d'une analyse de l'exposition sommaire ou encore l'introduction d'un droit à polluer *via* l'utilisation d'une méthodologie type évaluation de risque (valeur inférieure ou supérieure à un seuil). L'application de la méthode proposée à un exemple permet de conforter certains points de discussion mais également de mettre en lumière des limites non identifiées jusqu'alors, telles que l'existence de relations entre les substances, particulièrement visible dans le cas de l'analyse des odeurs, les lacunes des bases de données en matière de concentration de bruit de fond, de seuils d'effet ou encore celles associées au modèle USEtox.

III.2.1 Évaluation indépendante des émissions

Dans la méthodologie d'évaluation localisée développée, les interactions entre les substances, c'est-à-dire les phénomènes de synergie (additive ou potentialisatrice) ou d'antagonisme (section II.1.3.1) ne sont pas intégrés à l'évaluation. La mise en évidence de cette évaluation indépendante est particulièrement identifiable dans le cas de l'évaluation des odeurs. En effet, dans l'exemple d'application, qui est restreint aux COVNM, nous identifions un risque d'impact probable pour six substances et un risque d'impact considéré comme avéré pour seulement une substance.

La méthodologie développée présente sans doute une surestimation ou une sous-estimation de l'impact odeur du fait de l'existence de phénomènes de synergie et d'antagonisme entre les substances, phénomènes qui ne sont pas intégrés à la méthode d'évaluation proposée (FERREIRA, 2012) (DEFOER, DE BO, *et al.*, 2002). Cependant, cette limite méthodologique n'est pas propre à la méthode proposée ici. Actuellement, les méthodologies d'évaluation réalisent cette évaluation indépendante car il s'avère très compliqué d'identifier et de modéliser les relations entre les substances. Concernant l'impact toxicité, ces relations entre les substances ne peuvent pas être mises en lumière. Nous pouvons simplement élargir notre réflexion méthodologique relative à l'existence de relations entre les substances olfactives aux substances toxiques et supposer que les mêmes types de phénomènes de synergie et d'antagonisme existent pour les substances toxiques. Dans le cadre de la méthodologie d'évaluation localisée développée au cours de cette thèse, l'évaluation indépendante des émissions signifie qu'un ratio d'occurrence (rapport entre la

concentration d'exposition et le seuil d'effet de la substance étudiée) inférieur à 1 n'est pas synonyme de non impact au regard des phénomènes d'interaction qui ne sont pas intégrés à l'évaluation. Ce premier point de discussion peut être mis en perspective de l'utilisation d'une classification ternaire semi-quantitative et non plus binaire. L'utilisation d'une classification type évaluation de risque en mode ternaire nous permet de limiter quelque peu les incertitudes quant à l'évaluation indépendante des émissions. L'utilisation de cette classification ternaire semi-quantitative permet de définir une zone « floue » où, en fonction des limites de la méthodologie, l'existence d'un risque d'impact est probable mais incertain. Cette classification ternaire semi-quantitative permet de réduire les incertitudes liées à l'évaluation indépendante des émissions, qui serait aggravée dans le cas d'une classification binaire même si l'utilisation de cette classification ternaire ne semble pas suffisante au regard des résultats obtenus dans l'exemple d'application.

La combinaison de l'ACV et de l'évaluation de risque, ou plus conceptuellement, des approches « *less is better* » et « *best estimate* », ainsi que l'intégration des paramètres essentiels dans l'évaluation des impacts locaux, tels que les conditions spatiales de l'environnement d'émission ou encore la concentration bruit de fond, permettent de modifier la vision du calcul de l'impact telle qu'elle était perçue jusqu'alors, dès lors que les données nécessaires sont disponibles. Cette nouvelle vision permet d'intégrer la réalisation potentielle de l'impact au calcul sans bouleverser la philosophie du calcul de l'impact en ACV.

III.2.2 Disponibilité des données

L'application de la méthode d'évaluation proposée a permis de conforter l'idée de la faible disponibilité des données, limite déjà identifiée dans le chapitre II. Cette limite quant à la disponibilité des données est apparue à différents moments de l'application ; lors du choix des substances à évaluer, lors de l'identification des substances contenues dans la base de données du modèle USEtox, dans la détermination de la concentration d'exposition à partir de la concentration de bruit de fond, ou encore dans la détermination du ratio d'occurrence à partir des seuils d'effet toxique ou olfactif.

III.2.2.1 Substances non évaluées : pas de calcul d'impact

La première restriction quant à la disponibilité des données à laquelle nous avons dû faire face concerne la complétude de la base de données du modèle USEtox où seulement 10% des substances répertoriées dans le monde industriel sont renseignées. Cependant, dans le cadre de l'évaluation des nuisances olfactives dans le domaine de la gestion des déchets, les odeurs sont également engendrées par des composés inorganiques tels que le sulfure d'hydrogène et l'ammoniac. De telles substances ne peuvent pas être intégrées à la méthode d'évaluation proposée au regard des limites d'utilisation du modèle USEtox pour les substances inorganiques. Dans le cadre de l'évaluation des odeurs, la non intégration de substances inorganiques telles que celles citées précédemment, représente une limite forte et loin d'être négligeable.

III.2.2.2 Concentration bruit de fond et droit à polluer

Lorsque l'impact est imputable à la concentration bruit de fond, la question du droit à polluer est soulevée. En effet, dans l'application, nous avons pu constater qu'une concentration bruit de fond importante entraînait un impact et lorsque la concentration bruit de fond était faible (ou alors inexistante), il n'y avait pas d'impact. Pour rappel, dans ce travail de thèse le terme « droit à polluer » signifie que l'émission de substances potentiellement polluantes (en deçà d'une certaine valeur ; seuil d'effet par exemple) est admise (section II.2.2.4). Nous admettons l'existence d'un droit à polluer lorsque l'intégration des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté à l'évaluation permet d'obtenir un ratio d'occurrence qui se situe dans le premier intervalle, entre 0 et le paramètre α . La question du droit à polluer soulève la problématique relative à la décision : est-il préférable de pénaliser une installation dans un environnement à polluer ou de favoriser une installation dans un endroit peu pollué ? Ou alors, est-il préférable d'interdire à une installation industrielle d'émettre des faibles émissions dans un environnement relativement pollué ou alors d'autoriser une installation industrielle à émettre de fortes émissions dans un environnement peu pollué ?

III.2.2.3 Seuil d'effet

Au travers de l'application, nous avons pu constater qu'un nombre important de données est nécessaire pour exécuter la méthode proposée : données physico-chimique de la substance et du compartiment d'émission, concentration bruit de fond, seuil d'effet des substances étudiées,... Dans le cas des seuils d'effet, il s'avère souvent que les données relatives à la toxicité soient disponibles pour une exposition aiguë et non pour une exposition chronique (cas de figure pour le butyrate d'éthyle, le cyclohexane, les xylènes, le δ -limonène, l'éthanol et le 1,2,4 triméthyle benzène). Cependant, lorsque ces données ne sont pas disponibles et donc la méthode d'évaluation ne peut pas être mise en application, ou alors en utilisant des données moins fines telles que la LC50. Dans le cas des substances où seule la LC50 est disponible, nous appliquons un facteur de sécurité afin de tendre vers une « NOAEL fictive ». Dans le cas où aucune donnée n'existe, la quantification de l'impact n'est pas possible, ce qui signifie que l'impact n'est pas calculé et donc qu'il est nul (d'un point de vue mathématique). La recherche relative aux seuils olfactifs des substances étudiées dans l'exemple de l'évaluation localisée de l'impact odeur révèle que pour certaines substances, les études visant à déterminer les seuils olfactifs peuvent dater (1959 pour l'acétate d'éthyle). Des constats similaires peuvent être formulés dans les études toxicologiques réalisées afin de déterminer les valeurs des seuils d'effet : NOAEL et LC50. De plus, la quantification des impacts est réalisée au regard de ces seuils d'effet déterminés initialement pour certaines espèces telles que les rats, les souris ou encore les lapins et sont très difficilement extrapolables à l'Homme. La détermination d'une zone de sécurité permet de pallier cette limite en imposant une nouvelle précaution.

Cependant, il existe des substances sans seuil d'effet provoquant essentiellement des effets cancérigènes et mutagènes. Pour ces substances, la probabilité de survenue croît avec la dose mais l'intensité de l'effet n'en dépend pas. Pour ces substances sans seuil, la NOAEL est donc

inexistante. Seulement, pour déterminer un risque d'impact associé à ces substances sans seuil, il s'avère nécessaire d'utiliser un équivalent. La plupart des méthodes de caractérisation actuelles, pour se soustraire à la question du seuil, utilisent des informations toxicologiques telles que la CE10 ou la CE50, qui correspondent aux concentrations pour lesquelles 10% et 50% de la population montre un effet, plutôt que la NOAEL (BONVALLOT et DOR, 2002).

Au regard des différentes limites identifiées à la suite de l'application mais également tout au long du travail de thèse, il est possible d'identifier et d'élaborer, pour certaines d'entre elles, quelques pistes en matière de perspective à ce travail de recherche.

III.3 PERSPECTIVES GLOBALES

En complément des limites identifiées préalablement et ultérieurement à l'exemple d'application, il est possible d'énoncer différents éléments de perspective tels que l'évaluation de l'exposition, la détermination de la nuisance olfactive ainsi que la construction et la conduite d'un retour auprès des acteurs permettant de répondre aux questionnements.

III.3.1 Évaluation de l'exposition

Lors du développement de la méthodologie d'évaluation des impacts locaux, le principal travail de recherche s'est concentré sur l'intégration des paramètres spatiaux de la source d'émission au sein de l'analyse du devenir. Un travail d'intégration des paramètres spatiaux beaucoup moins conséquent est réalisé pour l'évaluation de l'exposition des cibles. Actuellement, celui-ci se limite à la détermination d'une concentration d'exposition en fonction de la concentration environnementale et de la concentration bruit de fond. La méthode proposée ne permet pas de déterminer si l'émission d'une substance toxique ou olfactive concorde avec la présence de cibles. En effet, la méthode proposée calcule une concentration d'exposition sans distinction d'un environnement faiblement ou fortement peuplé, ou alors regroupant des cibles particulièrement sensibles. Cette concordance entre émission et exposition pourrait être établie en intégrant un facteur de pondération déterminé en fonction de la densité de population du milieu d'émission. Lors d'une émission dans un environnement densément peuplé, ou alors répertoriant des cibles potentiellement sensibles (hôpitaux, crèches/écoles, maisons de retraite), nous pourrions imaginer appliquer un facteur de pondération à la concentration d'exposition. Dès lors, le facteur de pondération serait d'autant plus élevé que le risque de concordance entre l'émission et les cibles serait important.

Le terme ternaire proposé pour qualifier la méthodologie développée est à nuancer au regard des réponses possibles en matière de calcul. En effet, nous définissons bien trois zones de risque d'impact : pas de risque d'impact, risque d'impact possible et risque d'impact avéré. Lorsque le risque d'impact est possible ou avéré, nous proposons de calculer un facteur de caractérisation pour calculer ensuite un score d'impact. Le facteur de caractérisation est calculé de la même façon que le risque d'impact soit possible ou avéré. En termes de calcul, il n'existe donc que deux réponses possibles : absence d'impact ou existence d'impact. Il s'agit donc bien d'une classification ternaire mais qui mérite toutefois d'être qualifiée de semi-quantitative car la

caractérisation est binaire. En effet, pour obtenir une classification ternaire quantitative, il serait nécessaire de travailler plus spécifiquement sur la proportion de la masse impliquée.

III.3.2 Détermination de la nuisance olfactive potentielle

Au cours de la réflexion relative à l'évaluation des odeurs, un aspect essentiel de la construction de la nuisance est apparu. En effet, une même odeur peut être perçue différemment entre deux individus. Cette part de subjectivité, qui est appelé caractère hédonique de l'odeur, est liée à la perception individuelle et est intégrée au protocole d'échantillonnage qui doit être réalisé lors d'une campagne de jurys de nez dans les modalités de composition du jury, des qualités olfactives des membres du jury ou encore de leur sensibilité spécifique (NF EN 13725, 2003). Dans le cadre de l'évaluation des odeurs dans une démarche *a priori*, il s'agit de construire une nouvelle chaîne de cause à effet de la nuisance. En intégrant la part subjective liée à l'élément évalué, la modélisation de la chaîne de cause à effet simplifiée peut être représentée de la façon suivante (Figure III.8) :

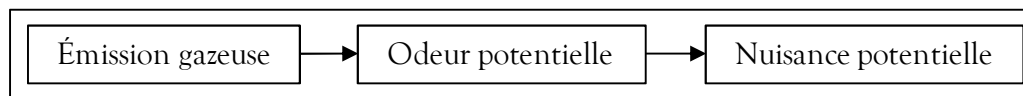


Figure III.8 : Chaîne de cause à effet de l'impact odeur

À partir de l'émission gazeuse, il s'agit de déterminer l'odeur potentielle pour ensuite déterminer la nuisance potentielle ressentie par les riverains. Le lien entre émission gazeuse et odeur potentielle peut être déterminé de façon objective alors que la détermination du second lien (entre odeur potentielle et nuisance potentielle) fait appel à des notions objectives mais également subjectives propres à la perception individuelle. Dans le cadre de la méthodologie d'évaluation localisée des odeurs développée dans ce travail de thèse, seul le lien entre émission gazeuse et odeur potentielle est traité (Figure III.8). En effet, la construction du second lien, entre odeur potentielle et nuisance potentielle, n'est pas explorée du fait des champs disciplinaires et des compétences requises. Cependant, il est tout de même possible de préciser que l'évaluation de la nuisance olfactive ne sera complète et exhaustive que lorsque ces paramètres subjectifs seront intégrés à l'évaluation. La dimension subjective de l'odeur en fait un impact relativement complexe à évaluer par rapport au nombre important de paramètres subjectifs à intégrer à l'évaluation (genre, âge, état de santé,...), mais apparaît cependant essentielle dans l'évaluation pertinente des nuisances olfactives.

III.3.3 Le retour auprès des acteurs

Pour répondre aux objectifs qui nous ont conduits à organiser ce retour auprès des acteurs *via* un *focus group*, il serait nécessaire de revoir sa construction ainsi que son déroulement. En effet, différents points peuvent être soulevés et retravaillés en vue de nous amener à valider la méthodologie d'évaluation proposée. La construction et la conduite de ce retour auprès des acteurs non concluant, nous permettent cependant de mettre en exergue les éléments

prépondérants à ne pas négliger pour renouveler l'application au travers d'un nouveau *focus group*.

Dans un premier temps, et en matière de construction et de déroulement du retour auprès des acteurs, nous pouvons imaginer réunir plus de participants. En effet, la conduite d'un *focus group* d'une manière générale doit comprendre entre huit et douze participants. Dans un second temps, lors du déroulement du *focus group* initial et au cours de l'analyse des résultats, nous avons pu constater la mauvaise définition des thèmes « Aide à la décision » et « Prise de décision ». En effet, ces thèmes se sont avérés trop proches pour être distingués lors de la discussion. L'analyse des résultats de ces deux thèmes s'est révélée problématique lors de la distinction des éléments qui ont aidé la décision et ceux qui ont conduit à la prise de décision finale. Lors de la conduite d'un nouveau *focus group*, il s'agirait de ne pas distinguer ces thèmes. La définition d'un ou plusieurs thèmes doit permettre d'amener les participants à répondre aux objectifs du *focus group*. Dans le cas présent, la définition des thèmes initiaux nous semble en cohérence avec les objectifs attendus du *focus group* : « évaluation des impacts locaux », « appropriation des résultats par les acteurs locaux » et « aide et prise de décision ». Les troisième et quatrième éléments relatifs à la construction du *focus group* concernent l'évaluation environnementale présentée. En effet, nous avons pu constater à nos dépens, le fort impact du nom des scénarios sur la prise de décision des acteurs locaux. Pour présenter les deux scénarios de traitement des déchets ménagers évalués, nous avons utilisé les noms des technologies évaluées, à savoir filière TMB et filière incinération. L'utilisation des noms des technologies pour identifier les scénarios a fortement impacté le choix des décideurs bien avant la présentation des résultats relatifs aux impacts environnementaux. Les décideurs ont orienté leur choix au regard du procédé utilisé plutôt que des résultats de l'évaluation environnementale. La notion d'acceptabilité des projets par les riverains pèse dans le choix des décideurs locaux. À l'avenir, il nous semble plus judicieux d'utiliser des qualificatifs arbitraires tels que les lettres A et B ou scénario de référence et scénario alternatif, par exemple, pour présenter les résultats de l'évaluation. L'utilisation de tels qualificatifs arbitraires et non représentatifs des scénarios doit permettre une prise de décision au seul regard des résultats de l'évaluation environnementale. Enfin, le dernier élément relevé concerne les résultats présentés. Nous pensons que l'utilisation de qualificatifs arbitraires couplés à des résultats fictifs moins tranchés favoriseraient les échanges relatifs à la méthode d'évaluation et amèneraient les participants à répondre aux objectifs du *focus group*.

CONCLUSION

La méthodologie d'évaluation localisée développée dans le chapitre II permet d'intégrer la dimension spatiale à l'évaluation des impacts toxicité et odeurs : impacts fortement dépendants du contexte local. Pour appliquer la méthodologie proposée, certaines données du projet de recherche CleanWast ont été utilisées. Dans le cadre de ce projet de recherche, une évaluation environnementale visant à comparer la filière TMB par rapport à la filière Tout incinération est réalisée. L'analyse des résultats de l'évaluation environnementale, permet de conclure que la filière TMB apparaît compétitive par rapport à la filière incinération au regard des valorisations matière et énergie qu'elle permet mais présente des impacts non négligeables dus aux émissions gazeuses produites lors du traitement biologique. À la lumière de ces résultats, nous avons choisi de centrer notre évaluation localisée sur le module traitement des effluents gazeux de l'installation de TMB pour lequel la méthodologie d'évaluation développée peut être mise en application et plus particulièrement sur les COVNM.

Les données relatives aux COVNM émis par l'installation de TMB sont utilisées pour appliquer la méthodologie d'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs. Parmi eux, seulement seize COVNM sont traités par le modèle USEtox et sont donc considérés. Parmi les seize COVNM intégrés à l'évaluation, six d'entre eux présentent un risque d'impact toxique : l'éthylbenzène, le styrène, le toluène, les xylènes, l'acétate d'éthyle et le benzène au regard de la valeur du ratio d'occurrence et six d'entre eux présentent un risque d'impact olfactif : l'éthylbenzène, le butyrate d'éthyle, le toluène, le δ -limonène, le benzène et le butanone au regard de la valeur du ratio d'occurrence. Un seul type de COVNM présente un risque d'impact olfactif considéré comme avéré : les xylènes. L'analyse des résultats soulève la question concernant la concentration responsable de l'impact (bruit de fond ou émission) mais également celle relative à la réalité du non impact. Une comparaison relative à la prise en compte des caractéristiques spatiales et de leur importance a été conduite *via* deux analyses qui permettent de conclure que la recherche et la détermination des paramètres spatiaux est non négligeable dans la détermination de la concentration environnementale. Le dernier élément de l'application concerne l'étude de la réception de l'outil développé auprès des acteurs de la gestion des déchets ménagers. Cette étude prend la forme d'un *focus group* et vise à étudier la mise en situation, au sein d'un processus décisionnel, de la méthodologie développée. Le déroulement et l'analyse des résultats du *focus group* ont permis d'identifier différents points de discussion tels que les connaissances des décideurs locaux et leurs besoins en matière d'évaluation locale. Cependant, suite aux résultats et à leur analyse, nous ne pouvons pas répondre aux interrogations qui sont à l'origine de ce *focus group*. L'organisation de ce *focus group* ne nous permet pas de valider la pertinence de la méthodologie d'évaluation locale proposée au sein d'un processus décisionnel.

Cette première application de la méthodologie d'évaluation aux COVNM émis lors du fonctionnement d'une installation de TMB permet de relever quelques points de discussion jusqu'alors non identifiés. En effet, l'application à un exemple a permis de supposer qu'il existe des relations entre les substances qui est non intégré à l'évaluation. L'existence de ces relations

entre substances est particulièrement identifiable dans le cas de l'évaluation des odeurs. Lors de l'application de la méthode, nous nous sommes confrontés à des problématiques de disponibilité des données en matière de substances contenues dans le modèle USEtox, de concentrations bruit de fond ou encore de seuils d'effet.

Le développement d'une méthodologie d'évaluation des impacts locaux tels que la toxicité et les odeurs et son application à une filière de traitement des déchets ménagers nous permettent de mentionner différents éléments de perspectives.

Dans le cadre du développement de la méthodologie d'évaluation des impacts locaux, le principal travail de recherche s'est concentré sur l'intégration des paramètres spatiaux de la source d'émission au sein de l'analyse du devenir. Le travail concernant l'exposition des cibles s'est limité à la détermination d'une concentration d'exposition *via* la concentration environnementale et la concentration bruit de fond. Le calcul de la concentration d'exposition ne distingue pas la présence ou l'absence des cibles. Pour cela, l'utilisation d'un facteur de pondération déterminé en fonction de la densité de population du milieu permet de moduler l'impact. Par ailleurs, lors de la construction de la chaîne de cause à effet de l'impact odeur à partir des maillons émission gazeuse, odeur potentielle et gêne potentielle, nous avons été confrontée à la subjectivité induite de l'impact évalué et plus particulièrement lors de la détermination du lien entre odeur potentielle et gêne potentielle. En effet, une odeur peut être perçue de façon différente par plusieurs individus. Cette part de subjectivité n'est pas intégrée à l'évaluation développée dans le cadre de cette thèse du fait des multiples compétences nécessaires pour la construction de ce dernier lien de la chaîne de cause à effet de l'impact odeur. Pour être la plus exhaustive possible, l'évaluation de la nuisance olfactive doit intégrer ces paramètres subjectifs. Cependant ce travail semble complexe en ce qui concerne de la difficulté de les quantifier de façon objective. Le dernier point abordé dans la section « perspectives » concerne la construction et le déroulement du *focus group*. Il serait nécessaire de reconduire le *focus group* en y apportant certaines modifications telles qu'un plus grand nombre de participants et une détermination des thèmes abordés plus pertinente pour amener les participants à répondre aux objectifs.

L'application de la méthodologie d'évaluation développée dans le chapitre II a permis d'identifier les limites de la méthode proposée mais également d'illustrer ses capacités d'évaluation des impact locaux.

CONCLUSION

La réglementation européenne a instauré depuis 2001, la réalisation d'une évaluation environnementale au sein des plans et programmes pouvant avoir une incidence sur l'environnement (DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT, 2001). Les Plans Départementaux d'Élimination des Déchets Ménagers et Assimilés (PDEDMA) répondent à cette obligation réglementaire. L'élaboration et/ou la révision des PDEDMA, réalisées au sein des collectivités territoriales, doivent comporter ce volet environnemental afin d'astreindre les décideurs locaux à intégrer cette dimension à leur décision. Cette évolution réglementaire associée à la mise en place de nouveaux types de processus décisionnels organisés sous la forme de débat public, visent à favoriser la sollicitation et la consultation du public et à l'associer à la discussion. L'intégration du volet environnemental à la décision publique peut se faire *via* l'utilisation de différents outils d'évaluation environnementale.

Une analyse des situations d'usage en matière de gestion des déchets ménagers révèle que l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) est l'outil le plus utilisé au sein des processus décisionnels (SCHLIERF, AISSANI, *et al.*, 2012). Ce constat peut être expliqué par les capacités de l'ACV à évaluer des enjeux multiples et globaux mais apparaît pour le moins surprenant, dans la mesure où il s'avère complexe à utiliser et présente des résultats difficiles à interpréter (AISSANI, BARBIER, *et al.*, 2012). Le caractère complexe de l'ACV impacte fortement la crédibilité de ses résultats dans un processus décisionnel. Les acteurs locaux, décideurs et citoyens, le qualifient souvent de « boîte noire » dans laquelle les aspects environnementaux locaux, paramètres de poids pour les acteurs, ne sont pas mis en valeur. Bien que recommandée, l'évaluation environnementale ne permet pas d'aboutir à des décisions dans lesquelles les éléments environnementaux sont intégrés au même titre que les éléments politiques, technico-économiques et sociaux. Les enjeux environnementaux sont souvent considérés au second plan ou alors permettent de conforter des choix préalablement établis.

Pour augmenter la visibilité des résultats de l'évaluation environnementale dans la décision, il semble nécessaire de mieux considérer les problématiques locales auxquelles doit répondre le système de gestion des déchets ménagers mis en place par la collectivité territoriale. Cette considération des problématiques locales passe par leur identification, leur évaluation et leur intégration au processus de décision.

La problématique de la décision locale en matière de gestion des déchets et de l'intégration d'un volet environnemental parmi les critères de décision a nécessité l'étude du contexte de la gestion des déchets ménagers en France en se focalisant sur un gisement de déchets particulier : les déchets ménagers. Actuellement, les décisions relatives à leur traitement et à leur élimination, décisions prises à l'échelle locale, font souvent l'objet de polémiques et controverses en matière d'acceptabilité. Dans le cadre de l'intégration du volet environnemental dans un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers, l'évaluation environnementale réalisée doit intégrer des éléments globaux mais doit également prendre en considération des

éléments relatifs aux problématiques locales. L'étude des différents outils d'évaluation environnementale nous a conduits à nous intéresser à l'outil d'évaluation environnementale le plus utilisé dans le domaine : l'ACV. L'ACV est un outil normalisé (ISO 14040, 2006), (ISO 14044, 2006) qui permet l'évaluation des impacts environnementaux potentiels d'un produit ou d'un service sur l'ensemble de son cycle de vie (dans notre cas, l'objet évalué est le service de gestion des déchets ménagers). L'identification des problématiques locales à intégrer à l'évaluation est réalisée *via* une analyse bibliographique des ACV appliquées à la gestion des déchets ménagers publiées entre 1998 et 2011. Au travers de cette analyse, nous avons pu identifier deux enjeux prépondérants qui interviennent régulièrement dans des cas de situations de controverse qui opposent les décideurs locaux aux citoyens : la toxicité (ou l'atteinte à la santé humaine) et les odeurs. Ces deux enjeux peuvent apparaître influents dans des processus décisionnels relatifs à des filières de traitement des déchets ménagers.

Au travers d'une analyse détaillée de la structure méthodologique de l'outil, nous avons pu identifier les forces et les faiblesses de l'ACV dans le cadre de son utilisation au sein d'un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers. Ses principales forces résident dans sa capacité à évaluer des enjeux globaux et multiples tout au long du cycle de vie d'un système. Ce caractère holistique permet l'identification des transferts d'impacts potentiels d'une étape à l'autre du cycle de vie. Concernant ses limites, l'ACV, au cours de la troisième étape, établit un lien entre les données d'inventaire et les catégories d'impacts évaluées. Cependant, ce lien est établi uniquement au regard du caractère polluant de la substance émise, ce qui signifie que la sensibilité du milieu d'émission n'est pas intégrée à l'évaluation. Cette non intégration de la sensibilité du milieu est liée à l'utilisation d'une approche relativement grossière dans la modélisation de l'impact environnemental : l'approche *Site Generic*. Dans le cadre de cette approche, l'évaluation est réalisée pour un environnement impacté qualifié de générique ou standard : le praticien utilise des caractéristiques environnementales moyennes. Aux prémices de l'ACV, l'utilisation de ces caractéristiques moyennes lui conférait le mérite d'une modélisation simple des multiples impacts environnementaux d'un système. Cependant, dans le domaine de la gestion des déchets, la négligence des conditions locales apparaît très peu pertinente du fait des situations de polémiques que cela peut entraîner, mais également au regard de la fiabilité des indicateurs d'impacts calculés sans l'intégration des caractéristiques locales.

Dans l'ACV actuelle, la toxicité fait partie du panel d'impacts environnementaux évalués, tandis que les odeurs n'y sont pas intégrées. Néanmoins, cette évaluation de la toxicité est réalisée sans l'intégration des caractéristiques locales de la source d'émission et du milieu impacté, ce qui signifie qu'aucune distinction spatiale de l'émission n'est réalisée. Pour affiner le calcul d'impacts fortement dépendants du contexte local, une nouvelle approche de modélisation de ces impacts a été développée : l'approche *Site Dependent* (POTTING et HAUSCHILD, 1997b). Cette approche permet de prendre en compte certains paramètres spatiaux, jugés préalablement déterminants dans la modélisation de l'apparition de l'impact. Pour la modélisation de l'impact toxicité, l'utilisation de l'approche *Site Dependent* est la plus appropriée à un travail d'intégration des conditions locales à l'évaluation.

Pour affiner le calcul de l'impact toxicité et développer une méthodologie d'évaluation de l'impact odeur, il est nécessaire d'étudier précisément la construction de ces enjeux et d'identifier les paramètres péremptoirs pour leur évaluation localisée. L'enjeu toxicité dans le domaine de la gestion des déchets ménagers a défrayé la chronique dans les années 90 concernant des émissions importantes de dioxines et furanes (IVANES, 2010). Actuellement au sein de l'ACV, l'évaluation de cet impact est jugée non satisfaisante en raison de la dépendance de l'occurrence et de l'intensité de l'impact aux caractéristiques locales de l'environnement impacté et de la non intégration de ces caractéristiques spatiales à l'évaluation (BOIZE, BORIE, *et al.*, 2008). L'évaluation de la toxicité *via* l'ACV a permis l'émergence de différentes méthodes d'évaluation : les méthodes de caractérisation dites de première génération et les méthodes de caractérisation dites de seconde génération. La principale différence entre ces méthodes réside dans la modélisation de l'impact qu'elles réalisent. En opposition au développement et aux évolutions de ces différentes méthodes de caractérisation qui visent à affiner le calcul de l'impact toxicité, une limite forte d'une évaluation plus fine réside dans la formule du calcul de l'impact (TUKKER, 1998). En effet, au sein de l'ACV, l'impact est fonction de la masse de substance émise et d'un facteur de caractérisation. Or, d'après la formule de calcul de l'impact, ce dernier est directement proportionnel à la masse de substance émise *via* le facteur de caractérisation. Il s'agit là d'une hypothèse qui remet en cause la potentialité de non apparition de l'impact au regard de la combinaison de l'existence d'un effet seuil et des modalités d'exposition (POTTING et HAUSCHILD, 1997a) et (AISSANI, 2008). Ces deux modes de calcul peuvent être représentés par deux approches : l'ACV et l'évaluation de risques. (FLEMSTRÖM, CARLSON, *et al.*, 2004). Comparée à l'ACV, l'évaluation de risques tend à évaluer l'impact absolu d'une substance par l'estimation de sa réalisation.

La prise en compte de l'impact odeur en matière de gestion des déchets ménagers est plus récente et sans doute liée au développement des filières de traitement biologique des déchets. La plupart des outils d'évaluation, y compris l'ACV, n'intègre pas cet enjeu au regard des multiples notions associées : physiologie (fonctionnement de l'appareil olfactif), psychologie (caractéristiques de la perception), physique et chimie (définition de paramètres quantifiables relatifs aux substances odorantes). La non évaluation des odeurs par l'ACV s'explique pour différentes raisons ; les odeurs sont qualifiées de nuisances et non pas d'impact et leur caractère subjectif et complexe limitent leur prise en considération. Les études d'évaluation des odeurs et notamment les analyses olfactométriques réalisées actuellement sont des approches dites *a posteriori* et regroupent deux techniques : les jurys de nez et les nez électroniques. Elles apparaissent difficilement intégrables à l'évaluation environnementale type ACV réalisée *a priori*. Dans le cas particulier des odeurs, il s'agit de construire la chaîne de cause à effet de l'impact et d'identifier quels paramètres spatiaux doivent être intégrés à l'évaluation.

Un travail similaire d'identification des paramètres spatiaux à considérer pour une évaluation locale de la toxicité et des odeurs est réalisé à partir d'une méthodologie se différenciant au moment de l'analyse de l'effet.

L'intégration des paramètres spatiaux relatifs à l'évaluation localisée de la toxicité et des odeurs passe par le développement d'une nouvelle méthodologie permettant de concilier

l'approche globale de l'ACV et le besoin d'une évaluation locale. Le développement méthodologique de ce travail de thèse est principalement ciblé sur l'étape d'évaluation des impacts environnementaux potentiels qui permet d'associer les données d'inventaire à des catégories d'impacts précédemment identifiées et, dans un second temps, de quantifier l'impact environnemental à partir de ces données d'inventaire. Actuellement, seule la nature du flux est analysée pour établir le lien substance/catégorie d'impact au travers de la classification. Le calcul de l'impact environnemental est réalisé à partir d'un facteur de caractérisation et des données d'inventaire (caractérisation). L'intégration d'une étape intermédiaire entre l'étape d'inventaire et la phase de classification est étudiée afin de conserver et d'utiliser les informations spatiales contenues dans l'inventaire pour la quantification de l'impact environnemental. Cette nouvelle phase de « pré-classification » permet d'intégrer la réalisation potentielle d'un impact et admet donc la possibilité que l'impact ne se produise pas au regard des caractéristiques de l'émission et du milieu impacté. La frontière entre l'étape d'inventaire et l'étape de classification est difficilement perceptible dans le cadre de l'intégration des caractéristiques spatiales de la source d'émission et de l'environnement impacté. La modification de la phase de classification permet une meilleure prise en compte des caractéristiques spatiales par la détermination d'un lien qualitatif entre la substance et l'impact, mais également par la détermination d'un lien semi-quantitatif qui permet d'intégrer la notion de « réalisation potentielle ». La phase de caractérisation permet en dernier lieu de calculer un score d'impact à partir d'un nouveau facteur de caractérisation. La construction de la nouvelle phase de classification est basée sur la chaîne de cause à effet d'un impact et comprend les items suivants : caractéristiques de l'émission, analyse du devenir, analyse de l'exposition et analyse de l'effet. Le premier item vise à recueillir un certain nombre d'informations relatives à l'émission dans l'objectif d'intégrer la dimension spatiale pour la détermination du compartiment d'émission (type d'émission, fréquence, durée, informations relatives à la substance et au compartiment). L'item analyse du devenir permet d'intégrer les phénomènes de dégradation, dépôt et transfert que subit la substance après son émission. La détermination du devenir de la substance passe par l'utilisation du modèle USEtox, qui, après certaines modifications, permet de déterminer une concentration environnementale disponible dans l'environnement en intégrant plusieurs paramètres spatiaux. Le troisième item relatif à l'analyse de l'exposition vise à considérer la concentration à laquelle seront exposées les cibles au regard de la voie d'exposition par inhalation (seule voie d'exposition étudiée dans ce travail de thèse). Cette prise en considération de la concentration d'exposition est réalisée à partir de la concentration environnementale (déterminée dans l'analyse du devenir) et de la concentration bruit de fond, ce qui permet de différencier les émissions en fonction de l'environnement dans lequel elles se produisent : milieu pollué ou non. Enfin l'analyse de l'effet permet de déterminer un ratio d'occurrence au regard duquel l'impact sera calculé ou non. Le couplage de ces approches basées sur la notion de seuil d'effet des évaluations de risques (*best estimate*) et sur le principe de précaution de l'ACV (*less is better*) permet de concilier le caractère global de l'ACV et l'intégration d'un seuil d'effet au regard de la prise en compte des caractéristiques spatiales de la source d'émission et du milieu impacté. La méthodologie proposée permet de déterminer le

risque d'impact potentiel d'une substance *via* la détermination d'un ratio d'occurrence. Nous avons défini une échelle permettant d'en interpréter la valeur :

- Une première zone dans laquelle il est admis qu'il n'existe pas de risque d'impact ;
- Une seconde zone, appelée zone « floue » dans laquelle un risque d'impact peut exister ;
- Une troisième zone dans laquelle le risque d'impact est avéré.

La définition de cette échelle d'interprétation permet de définir une zone dans laquelle nous admettons que le risque d'impact est probable, étant données les limites de la méthodologie développée, mais pas avéré. La définition de cette zone « floue » correspond à l'approche *less is better* qui, intégrée dans une approche globale *best estimate*, permet de réduire les limites de l'évaluation des impacts locaux via le couplage de l'ACV et de l'évaluation des risques. La construction de l'échelle d'interprétation selon une vision ternaire permet de réduire les limites d'une classification binaire. La phase de caractérisation permet ensuite de calculer un facteur de caractérisation à partir des seuils d'effet de la substance étudiée et de la substance de référence pour ensuite quantifier l'impact au regard de ce facteur de caractérisation et de la masse de substance émise. L'utilisation de la notion de substance de référence permet d'exprimer l'impact, au sein d'une même catégorie, dans une unité qui soit commune à toutes les substances considérées. La détermination de la substance de référence en toxicité est réalisée en fonction de ce qui est couramment pratiqué dans les autres méthodes de caractérisation. Par contre la détermination de la substance de référence pour l'impact odeur est plus complexe. Nous avons pris le parti d'exprimer cet impact par type d'odeur à partir de la « roue des odeurs » déterminée par ROSENFELD (ROSENFELD, CLARK, *et al.*, 2007). Pour chaque type d'odeur référencé (onze au total), nous avons défini une substance de référence sur la base de leur odeur caractéristique, de la disponibilité des données et en fonction des mesures réalisées sur site. Nous avons pu identifier des limites *a priori* telles que la disponibilité des données, les limites liées à l'utilisation du modèle USEtox, l'analyse de l'exposition non finalisée et enfin l'introduction d'un droit à polluer.

À partir de données issues du projet de recherche CleanWast (projet ANR Precodd), un exemple d'application de la méthode est proposé et vise à évaluer les impacts locaux toxicité et odeurs provoqués potentiellement par une installation de Traitement Mécano-Biologique. L'ACV réalisée au cours du projet CleanWast permet de comparer d'un point de vue environnemental la filière de traitement de TMB et la filière Tout incinération (système de référence). L'évaluation environnementale comparative de ces deux filières révèle certains avantages et inconvénients de la filière TMB. L'analyse des résultats permet également de mettre en lumière les activités et les substances les plus néfastes à l'échelle locale de la filière TMB qui seront alors utilisées pour la mise en application de la méthode développée durant cette thèse. Nous nous sommes donc intéressés aux activités de premier plan et plus précisément aux Composés Organiques Volatiles Non Méthaniques (COVNM) émis lors de l'étape de traitement des effluents gazeux de l'installation de TMB. À partir des COVNM émis, un premier travail d'identification des substances contenues dans la base de données du modèle

USEtox est réalisé. Pour une trentaine de COVNM, seule une quinzaine sont disponibles dans le modèle USEtox. L'application de la méthodologie d'évaluation proposée aux COVNM contenus dans la base de données permet d'obtenir une évaluation localisée de la toxicité et des odeurs. La mise en application de la méthode permet de déterminer six COVNM présentant un risque d'impact toxique au regard de la position du ratio d'occurrence dans le second intervalle (dans la zone floue) et sept COVNM présentant un risque d'impact olfactif (six dans la zone floue et un pour lequel l'impact est considéré comme avéré, c'est-à-dire dans le troisième intervalle). L'analyse des résultats révèle que cinq COVNM présentent un risque d'impact sans intégrer la concentration bruit de fond, qui, dans les cas où elle est disponible, est nettement supérieure à la concentration environnementale calculée par USEtox.

Deux analyses successives permettent de déterminer l'importance de l'intégration des paramètres spatiaux locaux dans la quantification des impacts. Une analyse comparative avec deux milieux contrastés et une analyse comparative avec une méthode de caractérisation classique, sans l'intégration de paramètres spatiaux. Cette méthodologie permettant de fournir des éléments environnementaux locaux au processus de décision, et nous avons décidé de confronter ces résultats au terrain en mettant en place un retour auprès des acteurs sous la forme d'un *focus group* modélisant un processus décisionnel fictif. Cependant, du fait d'une construction non satisfaisante de ce *focus group*, l'analyse des résultats ne nous permet pas de répondre à cette question ni de valider la pertinence de la méthodologie d'évaluation proposée.

Suite au développement de la méthodologie d'évaluation localisée des impacts toxicité et odeurs et son application à un exemple, il est possible de soulever différentes limites. Le premier point identifié concerne la nécessité de complétude des différentes bases de données pour mettre en application la méthode. Pour le calcul des impacts toxicité et odeurs, il est nécessaire de connaître les données relatives aux concentrations bruit de fond ou aux seuils d'effets. Or, il s'avère fréquent que ces données ne soient pas disponibles pour certaines des substances étudiées. Lorsque ces données ne sont pas disponibles, nous pouvons nous poser la question de la pertinence du calcul de l'impact. La non intégration de la concentration bruit de fond au calcul supprime certaines informations relatives à la différenciation spatiale intégrée. Lors de l'absence de seuil d'effet (ou de l'utilisation d'un seuil d'effet extrapolé), la validité du ratio d'occurrence est remise en question. En matière de disponibilité des données, il est également possible de soulever la problématique liée à l'utilisation du modèle USEtox. Les bases de données du modèle peuvent apparaître pauvres au regard du nombre de substances répertoriées dans le monde industriel. Lorsque la substance étudiée n'est pas contenue dans la base de données, le calcul du devenir de la substance dans l'environnement n'est pas possible. Dès lors, la détermination du risque d'impact et la quantification de l'impact sont également impossibles. Concernant le modèle USEtox, il est également possible de relever certaines limites relatives à l'utilisation de ce type de modèle. USEtox calcule une concentration environnementale à l'équilibre pour laquelle il est nécessaire de renseigner un flux journalier de substance. Or, pour le cas des installations de traitement des déchets, le bilan d'émission fourni par l'exploitant est le plus souvent un bilan annuel (et non pas journalier). L'utilisation d'un flux journalier moyen entraîne une abstraction de pics d'émission liés au fonctionnement de

l'installation. Ces pics d'émission apparaissent cependant non négligeables au regard de différents retours d'expérience, et plus particulièrement dans le cas des odeurs. L'intégration des pics d'émission dans le calcul de la concentration environnementale n'est possible qu'en utilisant des modèles d'évaluation dynamiques. Le choix du modèle USEtox nous apparaît toujours le plus approprié au regard de sa conception imbriquée et également concernant le fait qu'il est issu d'un consensus scientifique relativement récent. Par contre, au vu de la méthodologie proposée, nous pouvons regretter son fonctionnement non dynamique et son manque de temporalité qui peuvent apparaître limitant. D'autre part, la mise en application de la méthodologie d'évaluation proposée nous a permis de supposer l'existence de relations entre les substances non intégrées à l'évaluation. L'évaluation indépendante des substances, particulièrement visible dans le cadre de l'évaluation des odeurs peut également être supposée dans le cadre de l'impact toxicité. Ceci signifie qu'il peut exister un risque d'impact même si l'évaluation ne le prouve pas. Le troisième élément qui peut être soulevé quant à la proposition méthodologique concerne l'analyse de l'exposition. Dans son objectif initial, l'item « analyse de l'exposition » devait permettre d'intégrer la présence des cibles au calcul de l'impact. Or, dans la méthodologie proposée, il s'agit simplement de s'intéresser à la concentration de substance déjà présente dans le milieu mais la présence de cibles sensibles n'est pas considérée. Cette omission est imputable au temps nécessaire pour son développement. Enfin, l'utilisation d'une classification type évaluation de risques, entraîne l'introduction d'un droit à polluer (l'émission de substances potentiellement polluantes est admise dans un environnement a priori sain (concentration bruit de fond faible)). Ce droit à polluer est identifiable lorsque le ratio d'occurrence se situe dans le premier intervalle et lorsque la concentration bruit de fond est faible donc par extrapolation que l'environnement d'émission peut être considéré comme relativement peu pollué. Dès lors, la détermination d'un ratio d'occurrence dans le premier intervalle peut sous-entendre l'autorisation pour l'installation de s'implanter sur un territoire et de participer à la dégradation de sa qualité.

Quelques éléments de perspective peuvent être apportés pour répondre à certaines limites.

Le premier élément de perspective soulevé concerne l'évaluation de l'exposition telle qu'elle est réalisée dans la méthodologie proposée. Comme expliqué précédemment, elle ne permet pas d'intégrer la présence de cibles sensibles. Ces différents éléments pourraient être intégrés dans la détermination d'un facteur de pondération à appliquer à la concentration d'exposition en fonction de la densité de population du milieu d'émission ou encore de la présence potentielle de différents bassins de populations plus sensibles que la moyenne, tels que les hôpitaux, les crèches ou encore les maisons de retraites. Dès lors, plus le facteur de pondération serait élevé, plus le risque de concordance entre l'émission et les cibles serait important. Par ailleurs, lors de la construction de la chaîne de cause à effet de l'impact odeurs, nous nous sommes confrontés à la problématique de la dimension subjective de l'impact évalué. L'odeur n'est pas perçue de la même façon par l'ensemble des individus, c'est ce qui définit le caractère hédonique d'une odeur. Lors de la construction de la chaîne de cause à effet, nous avons défini trois items distincts : émission gazeuse, odeur potentielle et nuisance potentielle (Figure III.8).

L'objectif de cette nouvelle chaîne de cause à effet est de construire une méthode d'évaluation qui, à partir de l'émission gazeuse, permet de déterminer l'odeur potentielle et de déterminer la nuisance potentielle ressentie par les riverains. Le lien entre émission gazeuse et odeur potentielle peut être déterminé de façon objective alors que la détermination du second lien (entre odeur potentielle et nuisance potentielle) fait appel à des notions objectives mais également à des notions subjectives propres à la perception individuelle. Au regard des objectifs de cette thèse et des compétences nécessaires à la construction du second lien, seul le passage d'émission gazeuse à odeur potentielle a été construit. Cependant, il est nécessaire de rappeler que pour être la plus fine et robuste possible, l'évaluation de la nuisance olfactive doit intégrer cette part de subjectivité.

Il est important de rappeler ici que ce travail de thèse s'insère dans un projet de recherche plus vaste qu'est le programme PRODDEVAL. Ce programme vise à comprendre la place et le rôle des outils d'évaluation environnementale dans les processus décisionnels en matière de gestion des déchets. Dans le cadre de PRODDEVAL, l'objectif du travail de thèse n'était ni de résoudre le problème lié à la complexité de l'ACV ni de travailler sur son qualificatif de « boîte noire » utilisé par les acteurs locaux mais d'apporter une méthodologie d'évaluation des impacts locaux plus fine, l'évaluation de ces impacts étant souvent au cœur des controverses. Dès lors, dans le cadre de la thèse, nous avons souhaité tester la réception de cette méthodologie auprès d'un groupe restreint d'acteurs locaux de la gestion des déchets. Ce premier travail grossier de retour auprès des acteurs est un préambule à un travail beaucoup plus conséquent réalisé prochainement dans le cadre de PRODDEVAL en partenariat avec l'ORDIF (Observation Régional des Déchets d'Ile de France) visant à travailler sur le concept de « boîte grise » pour tendre vers une meilleure réception de l'évaluation et des résultats permis par l'ACV auprès des acteurs.

L'ACV est un outil d'évaluation global dont l'objectif n'est pas d'évaluer les enjeux locaux mais en repensant la construction de l'évaluation sans bouleverser la vision du calcul de l'impact, ce travail de thèse permet de proposer une construction méthodologique pour l'évaluation de la toxicité et des odeurs, impacts décisifs dans un processus décisionnel de gestion des déchets.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ABDULI, M. A., NAGHIB, A., *et al.* (2010): "Life cycle assessment (LCA) of solid waste management strategies in Tehran: landfill and composting plus landfill" *Environmental Monitoring and Assessment* p.1-12
- ABELIOTIS, K., KALOGEROPOULOS, A., *et al.* (2011): "Life Cycle Assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece" *Waste Management* 32 (1) p.213-219
- ADEME "Analyse du cycle de vie - Evaluations multicritères " <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=13201> Consulté le 25 Avril 2013
- ADEME (2004): "Guide pratique de l'ADEME sur le compostage" (31p.)
- ADEME (2005): "Introduction à l'Analyse du Cycle de Vie" (14p.)
- ADEME (2009): "Les déchets en chiffres en France" (24p.)
- ADEME (2012): "Déchets Chiffres clés - Edition 2012" (49p.)
- ADEME et AMORCE (2005): "Comment évaluer les impacts environnementaux au moyen de l'analyse du cycle de vie?" (58 p.)
- ADEME et BIO INTELLIGENCE SERVICE (2006): "L'éco-profil d'un pantalon en jean - Comment agir pour réduire les impacts environnementaux de son pantalon en jean?" (8p.)
- AFNOR (1996): "NF X43-103 - Qualité de l'air - Mesures olfactométriques - Mesurage de l'odeur d'un effluent gazeux"
- AFNOR (2003): "NF EN 13725 - Qualité de l'air - Détermination de la concentration d'une odeur par olfactométrie dynamique"
- AISSANI, L. (2008): "Intégration des paramètres spatio-temporels et des risques d'accident à l'Analyse du Cycle de Vie : Application à la filière hydrogène énergie et à la filière essence" (352 p.)
- AISSANI, L., BARBIER, R., *et al.* (2012): "Livrable 1 projet PRODDEVAL : Résultats des inventaires et études de cas de l'utilisation des outils d'évaluation environnementale dans les processus décisionnels en matière de gestion des déchets " (56p.)
- AISSANI, L., DECHAUX, C., *et al.* (2012): "ANR-08-ECOT-004 CleanWasT Évaluation des technologies propres et durables de gestion des déchets - Tâche 4 : Méthode d'interprétation et Intégration des résultats" (32 p.)
- AISSANI, L., VAXELAIRE, S., *et al.* (2012): "ANR-08-ECOT-004 CleanWasT Évaluation des technologies propres et durables de gestion des déchets - Tâche 2 Méthodes d'évaluation des impacts environnementaux des opérations de prétraitement des déchets" (143p.)
- AL-SALEM, S. M. et LETTIERI, P. (2009): "Life Cycle Assessment (LCA) of municipal solid waste management in the state of Kuwait" *European Journal of Scientific Research* 34 (3) p.395-405
- ANDERSEN, J. K., BOLDRIN, A., *et al.* (2011): "Home composting as an alternative treatment option for organic household waste in Denmark: An environmental assessment using life cycle assessment-modelling" *Waste Management* 32 (1) p.31-40

ANR et ADEME "PRECODD - PRogramme de recherche ECOtechnologie et Développement Durable"
<http://www.precodd.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=20259&m=3&catid=20260> Consulté le 21
Janvier 2013

ARENA, U., MASTELLONE, M. L., *et al.* (2003a): "The environmental performance of alternative solid waste management options: a life cycle assessment study" *Chemical Engineering Journal* **96** (1-3) p.207-222

ARENA, U., MASTELLONE, M. L., *et al.* (2003b): "Life cycle assessment of a plastic packaging recycling system" *International Journal of Life Cycle Assessment* **8** (2) p.92-98

ARRETE DU 18/07/07 (2007): "Arrêté du 18/07/07 modifiant l'arrêté du 09/09/97 modifié relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux" Ministère de l'Écologie et du Développement Durable

ARRETE DU 20/09/02 (2002): "Arrêté du 20/09/02 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération des déchets non dangereux et aux installations incinérant des déchets d'activités de soins à risques infectieux" Ministère de l'Écologie et du Développement Durable

ASSEFA, G., BJORKLUND, A., *et al.* (2005): "ORWARE: An aid to environmental technology chain assessment" *Journal of Cleaner Production* **13** (3) p.265-274

AVIS DU COMITE ÉCONOMIQUE ET SOCIAL EUROPEEN (2004): "Communication de la Commission au Conseil et au Parlement européen - Politique intégrée des produits - Développement d'une réflexion environnementale axée sur le cycle de vie" *Journal Officiel de l'Union Européenne*,

AVIS ET RAPPORTS DU CONSEIL ÉCONOMIQUE ET SOCIAL (2008): "Les enjeux de la gestion des déchets ménagers et assimilés en France en 2008"

AYE, L. et WIDJAYA, E. R. (2006): "Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia" *Waste Management* **26** (10) p.1180-1191

BAHOR, B., VAN BRUNT, M., *et al.* (2010): "Life-cycle assessment of waste management greenhouse gas emissions using municipal waste combustor data" *Journal of Environmental Engineering* **136** (8) p.749-755

BANAR, M., COKAYGIL, Z., *et al.* (2009): "Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey" *Waste Management* **29** (1) p.54-62

BAUMANN, H. (2000): "Introduction and organization of LCA activities in industry " *THE INTERNATIONAL JOURNAL OF LIFE CYCLE ASSESSMENT* **5** (6) p.363-368

BEAURAIN, C. et BRULLOT, S. (2011): "L'écologie industrielle comme processus de développement territorial : une lecture par la proximité" *Revue d'Économie Régionale et Urbaine* **2** p.313-340

BECCALI, G., CELLURA, M., *et al.* (2001): "Managing municipal solid waste: Energetic and environmental comparison among different management options" *International Journal of Life Cycle Assessment* **6** (4) p.243-249

BEIGL, P. et SALHOFER, S. (2004): "Comparison of ecological effects and costs of communal waste management systems" *Resources, Conservation and Recycling* **41** (2) p.83-102

BENOÎT, C. et MAZIJN, B. (2009): "Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products" United Nations Environment Programme (UNEP) and Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)

- BERGSDAL, H., STROMMAN, A. H., *et al.* (2005): "Environmental assessment of two waste incineration strategies for central Norway" *International Journal of Life Cycle Assessment* **10** (4) p.263-272
- BERNSTAD, A. et LA COUR JANSEN, J. (2011): "A life cycle approach to the management of household food waste - A Swedish full-scale case study" *Waste Management* **31** (8) p.1879-1896
- BHANDER, G., CHRISTENSEN, T. H., *et al.* (2010): "EASEWASTE-life cycle modeling capabilities for waste management technologies" *International Journal of Life Cycle Assessment* p.1-14
- BJORKLUND, A., BJUGGREN, C., *et al.* (1999): "Planning biodegradable waste management in Stockholm" *Journal of Industrial Ecology* **3** (4) p.43-58
- BJORKLUND, A. et FINNVEDEN, G. (2007): "Life cycle assessment of a national policy proposal - The case of a Swedish waste incineration tax" *Waste Management* **27** (8) p.1046-1058
- BLENGINI, G. A. (2008): "Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: a case study of the Asti District in Italy" *Resources, Conservation and Recycling* **52** (12) p.1373-1381
- BOIZE, M., BORIE, A. L., *et al.* (2008): "Pertinence de l'analyse de cycle de vie (ACV) pour l'évaluation des impacts sanitaires : comparaison avec l'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS)" *Environnement, Risques & Santé* **7** (4) p.265-277
- BOLDRIN, A., ANDERSEN, J. K., *et al.* (2011): "Environmental assessment of garden waste management in the Municipality of Aarhus, Denmark" *Waste Management* **31** (7) p.1560-1569
- BOLDRIN, A. et NEIDEL, T. L. (2011): "Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE" *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* **31** (4) p.619-630
- BONNEFOY, B. (2007): "Pourquoi sommes-nous gênés par les odeurs? Le rôle de quelques facteurs psychosociaux" *Air Pur* **73** p.15-18
- BONVALLOT, N. et DOR, F. (2002): "Analyse des méthodes d'élaboration des valeurs toxicologiques de référence (VTR) : une aide pour à la sélection ?" *Environnement, Risques & Santé* **1** (3) p.84p.
- BOUNIAS, M. (1999) "*Traité de toxicologie générale*" (793p.)
- BOVEA, M. D., IBANEZ-FORES, V., *et al.* (2010): "Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study" *Waste Management* **30** (11) p.2383-2395
- BRAMBILLA PISONI, E., RACCANELLI, R., *et al.* (2009): "Accounting for transportation impacts in the environmental assessment of waste management plans" *International Journal of Life Cycle Assessment* **14** (3) p.248-256
- BREF INCINERATION DES DECHETS (2006): "*Document de référence pour les Meilleures Techniques Disponibles pour l'Incinération des déchets*" Commission Européenne
- BUTTOL, P., MASONI, P., *et al.* (2007): "LCA of integrated MSW management systems: Case study of the bologna district" *Waste Management* **27** (8) p.1059-1070
- CADENA, E., COLON, J., *et al.* (2009): "Environmental impact of two aerobic composting technologies using life cycle assessment" *International Journal of Life Cycle Assessment* **14** (5) p.401-410

CANALBLOG "La planète Terre" <http://laplaneteterre.canalblog.com/archives/article/index.html>
Consulté le 30 Novembre 2012

CENTRE NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE "Descriptions mécanistiques des étapes moléculaires impliquées dans la perception des odeurs" <http://www.unice.fr/lcmba/charlier/index.htm#> Consulté le 15 Oct 2012

CHAYA, W. et GHEEWALA, S. H. (2007): "Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand" *Journal of Cleaner Production* 15 (15) p.1463-1468

CHEN, D. et CHRISTENSEN, T. H. (2010): "Life-cycle assessment (EASEWASTE) of two municipal solid waste incineration technologies in China" *Waste Management and Research* 28 (6) p.508-519

CHERUBINI, F. (2011) "CO₂ emission from bioenergy: climate impact and inclusion in LCA",

CHERUBINI, F., BARGIGLI, S., *et al.* (2008): "Life cycle assessment of urban waste management: Energy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy" *Waste Management* 28 (12) p.2552-2564

CHRISTENSEN, T. H., BHANDER, G., *et al.* (2007): "Experience with the use of LCA-modelling (EASEWASTE) in waste management" *Waste Management and Research* 25 p.257-262

CIKANKOWITZ, A. et LAFOREST, V. (2010): "La directive IPPC : où en est-on et où va-t-on? " *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement* 10 (1) p.1-18

CIRCULAIRE DU 17/01/05 (2005): "Circulaire du 17/01/05 relative à la décentralisation des plans d'élimination des déchets ménagers et assimilés (PEDMA) - Bilan planification du 31 Décembre 2004" Ministère de l'Écologie et du Développement Durable

CIRCULAIRE DU 19/10/06 (2006): "Circulaire du 19/10/06 concernant l'analyse des études d'impact pour les installations classées d'élevage" Ministère de l'Écologie et du Développement Durable

CLIFT, R., DOIG, A., *et al.* (2000): "The application of Life Cycle Assessment to Integrated Solid Waste Management. Part 1 - Methodology" *Process Safety and Environmental Protection* 78 (4) p.279-287

COLLINS, A. et FLYNN, A. (2007): "Engaging with the Ecological Footprint as a Decision-Making Tool: Process and Responses" *Local Environment : The International Journal of Justice and Sustainability* 12 (3) p.295-312

COLON, J., MARTINEZ-BLANCO, J., *et al.* (2010): "Environmental assessment of home composting" *Resources, Conservation and Recycling* p.12

CONSEIL EUROPEEN DE GÖTEBORG (2001): "Conclusions de la présidence - Conseil Européen de Göteborg, les 15 et 16 Juin 2001"

CONSOLI, F., ALLEN, D., *et al.* (1993) "Guidelines for Life-Cycle Assessment: a "Code of Practice"" *Society of environmental toxicology and chemistry* (69p.)

CONSONNI, S., GIUGLIANO, M., *et al.* (2005a): "Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part A: Mass and energy balances" *Waste Management* 25 (2 SPEC. ISS.) p.123-135

CONSONNI, S., GIUGLIANO, M., *et al.* (2005b): "Alternative strategies for energy recovery from municipal solid waste: Part B: Emission and cost estimates" *Waste Management* 25 (2 SPEC. ISS.) p.137-148

CONTRERAS, F., HANAKI, K., *et al.* (2008): "Application of analytical hierarchy process to analyze stakeholders preferences for municipal solid waste management plans, Boston, USA" *Resources Conservation and Recycling* 52 (7) p.979-991

CONVENTION ON LONG-RANGE TRANSBOUNDARY AIR POLLUTION "EMEP : *European Monitoring and Evaluation Programme*," <http://www.emep.int/index.html> Consulté le 11 Décembre 2012

COWELL, S. J., FAIRMAN, R., *et al.* (2002): "Use of risk assessment and life cycle assessment in decision making: A common policy research agenda" *Risk Analysis* 22 (5) p.879-894

CRETZAZ, P., PENNINGTON, D., *et al.* (2002): "Assessing human health response in life cycle assessment using ED10s and DALYs: Part 1 - Cancer effects" *Risk Analysis* 22 (5) p.931-946

DAMGAARD, A., RIBER, C., *et al.* (2010): "Life-cycle-assessment of the historical development of air pollution control and energy recovery in waste incineration" *Waste Management* 30 (7) p.1244-1250

DECRET N°2011-2018 (2011): "Décret n° 2011-2018 du 29 décembre 2011 portant réforme de l'enquête publique relative aux opérations susceptibles d'affecter l'environnement " Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transport et de Logement,

DEFOER, N., DE BO, I., *et al.* (2002): "Gas chromatography-mass spectrometry as a tool for estimating odour concentrations of biofilter effluents at aerobic composting and rendering plants" *Journal of Chromatography* 97 p.259-273

DI MARIA, F. et FANTOZZI, F. (2004): "Life cycle assessment of waste to energy micro-pyrolysis system: Case study for an Italian town" *International journal of energy research* 28 (n°15) p.449-461

DIRECTION GENERALE DE LA PREVENTION DES RISQUES (2010): "Nomenclature des Installations Classées - Liste des Activités soumises à la TGAP" d. l. É. Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de la Mer (79)

DIRECTIVE 75/442/CEE (1975): "Directive 75/442/CEE du Conseil du 15 juillet 1975 relative aux déchets" Journal officiel de l'Union Européenne

DIRECTIVE 91/156/CEE (1991): "Directive 91/156/CEE du Conseil du 18 mars 1991 modifiant la directive 75/442/CEE relative aux déchets " Journal officiel de l'Union Européenne

DIRECTIVE 96/61/CE RELATIVE A LA PREVENTION ET A LA REDUCTION INTEGREES DE LA POLLUTION (1996): Journal officiel de l'Union Européenne

DIRECTIVE 99/31/CE (1999): "Directive 1999/31/CE du Conseil du 26 Avril 1999 concernant la mise en décharge des déchets" Conseil de l'Union Européenne

DIRECTIVE 2000/79/CE (2000): "Directive 2000/79/CE du 04/12/00 sur l'incinération des déchets" Parlement Européen, Conseil de l'Union Européenne

DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT (2001): Journal Officiel de l'Union Européenne

DIRECTIVE 2008/98/CE (2008): "Directive 2008/98/CE du Parlement Européen et du Conseil du 19 Novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives" Journal officiel de l'Union Européenne

DIRECTIVE 2010/75/CE RELATIVE AUX EMISSIONS INDUSTRIELLES (2010): Parlement Européen et du Conseil,

DREYER, L. C., NIEMANN, A. L., *et al.* (2003): "Comparison of three different LCIA methods: EDIP97, CML2001 and eco-indicator 99: Does it matter which one you choose?" *International Journal of Life Cycle Assessment* 8 (4) p.191-200

EKVALL, T. et ANDRÆ, A. S. G. (2006): "Attributional and consequential environmental assessment of the shift to lead-free solders" *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (5) p.344-353

EKVALL, T. et TILLMAN, A. M. (1997): "Open-loop recycling: Criteria for allocation procedures" *International Journal of Life Cycle Assessment* 2 (3) p.155-162

EKVALL, T. et WEIDEMA, B. (2004): "System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis" *International Journal of Life Cycle Assessment* 9 (3) p.161-171

EMERY, A., DAVIES, A., *et al.* (2007): "Environmental and economic modelling: A case study of municipal solid waste management scenarios in Wales" *Resources, Conservation and Recycling* 49 (3) p.244-263

ERIKSSON, O. et BISAILLON, M. (2011): "Multiple system modelling of waste management" *Waste Management* 31 (12) p.2620-2630

ERIKSSON, O., REICH, M. C., *et al.* (2005): "Municipal solid waste management from a systems perspective" *Journal of Cleaner Production* 13 (3) p.241-252

FALLAHA, S., MARTINEAU, G., *et al.* (2009): "Broadening GHG accounting with LCA: Application to a waste management business unit" *Waste Management and Research* 27 (9) p.885-893

FAYA, J. (1993) "A conceptual Framework for Life Cycle Impact Assessment . Workshop Report", Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC)

FEO, G. D. et MALVANO, C. (2009): "The use of LCA in selecting the best MSW management system" *Waste Management* 29 (6) p.1901-1915

FERREIRA, V. (2012): "Revisiting psychophysical work on the quantitative and qualitative odour properties of simple odour mixtures: a flavour chemistry view. Part 1: intensity and detectability. A review." *Flavour Fragrance Journal*, 27 p.124-140

FINNVEDEN, G. et EKVALL, T. (1998): "Life-cycle assessment as a decision-support tool - The case of recycling versus incineration of paper" *Resources, Conservation and Recycling* 24 (3-4) p.235-256

FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M., *et al.* (2009): "Recent developments in Life Cycle Assessment" *Journal of Environmental Management* 91 (1) p.1-21

FINNVEDEN, G., JOHANSSON, J., *et al.* (2005): "Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 1: General methodology and results" *Journal of Cleaner Production* 13 (3) p.213-229

FLEMSTRÖM, K., CARLSON, R., *et al.* (2004): "*Relationship between Life Cycle Assessment and Risk Assessment - Potentials and Obstacles*" Chalmers University of Technology (80p.)

FRUERGAARD, T. et ASTRUP, T. (2011): "Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective" *Waste Management* 31 (3) p.572-582

- GENG, Y., TSUYOSHI, F., *et al.* (2010): "Evaluation of innovative municipal solid waste management through urban symbiosis: A case study of Kawasaki" *Journal of Cleaner Production* **18** (10-11) p.993-1000
- GENTIL, E., GALLO, D., *et al.* (2011): "Environmental evaluation of municipal waste prevention" *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* **31** (12) p.2371-2379
- GINGRAS, B., GUY, C., *et al.* (2003): "Odeurs" *Environnement et Santé Publique - Fondements et Pratiques* p.499-515
- GIUGLIANO, M., CERNUSCHI, S., *et al.* (2011): "Material and energy recovery in integrated waste management systems. An evaluation based on life cycle assessment" *Waste Management* **31** (9-10) p.2092-2101
- GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., *et al.* (2012a): "ReCiPe 2008 : A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level " C. PRÉ
- GOEDKOOP, M., HEIJUNGS, R., *et al.* (2012b): "ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level" *Pré Consultants* (130 p.)
- GOEDKOOP, M. et SPRIENSMA, R. (2001): "The Eco-indicator 99: A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment - Methodology Report" *Pré Consultants* (132 p.)
- GÜERCA, L. P., GASSO, S., *et al.* (2006): "Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain" *Resources, Conservation and Recycling* **49** (1) p.32-48
- GUINÉE, J., GORRÉE, M., *et al.* (2001): "Life cycle assessment : An operational guide to the ISO standards - Part 3 - Scientific Background" (314 p.)
- GUINÉE, J. B., DE KONING, A., *et al.* (2004): "Bringing science and pragmatism together: A tiered approach for modelling toxicological impacts in LCA" *International Journal of Life Cycle Assessment* **9** (5) p.320-326
- HANANDECH, A. E. et EL-ZEIN, A. (2010a): "The development and application of multi-criteria decision-making tool with consideration of uncertainty : the selection of a management strategy for the biodegradable fraction in the municipal solid waste" *Bioresource Technology* **101** p.555-561
- HANANDECH, A. E. et EL-ZEIN, A. (2010b): "Life-cycle assessment of municipal solid waste management alternatives with consideration of uncertainty: SIWMS development and application" *Waste Manag* **30** (5) p.902-911
- HANANDECH, A. E. et ZEINB, A. (2011): "Are the aims of increasing the share of green electricity generation and reducing GHG emissions always compatible?" *Renewable Energy* **36** (11) p.5
- HANANDECH, A. E. et EL-ZEIN, A. (2010): "Life-cycle assessment of municipal solid waste management alternatives with consideration of uncertainty: SIWMS development and application" *Waste Manag* **30** (5) p.902-911
- HANSEN, E., BHANDER, G., *et al.* (2006): "Life cycle modelling of environmental impacts of application of processed organic municipal solid waste on agricultural land (Easewaste)" *Waste Management and Research* **24** (2) p.153-166

- HAUSCHILD, M., OLSEN, S. I., *et al.* (2008): "Gone...but not away-addressing the problem of long-term impacts from landfills in LCA" *International Journal of Life Cycle Assessment* **13** p.1-8
- HAUSCHILD, M. Z., HUIJBREGTS, M., *et al.* (2008): "Building a model based on scientific consensus for life cycle impact assessment of chemicals: The search for harmony and parsimony" *Environmental Science and Technology* **42** (19) p.7032-7037
- HELLWEG, S., FISCHER, U., *et al.* (2005): "Site-dependent fate assessment in LCA: Transport of heavy metals in soil" *Journal of Cleaner Production* **13** (4) p.341-361
- HERMANN, B. G., DEBEER, L., *et al.* (2011): "To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment" *Polymer Degradation and Stability* **96** (6) p.1159-1171
- HONG, J., LI, X., *et al.* (2010): "Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China" *Waste Management* **30** (11) p.2362-2369
- HONG, J., WANG, G. F., *et al.* (2006): "Life cycle assessment of BMT-based integrated municipal solid waste management: Case study in Pudong, China" *Resources, Conservation and Recycling* **49** (2) p.129-146
- HUIJBREGTS, M., HAUSCHILD, M., *et al.* (2010): "*USEtox User Manual*" (23p.)
- HUIJBREGTS, M. A., ROMBOUTS, L. J., *et al.* (2005): "Human-toxicological effect and damage factors of carcinogenic and noncarcinogenic chemicals for life cycle impact assessment" *Integrated environmental assessment and management* **1** (3) p.181-244
- HUIJBREGTS, M. A. J., LUNDI, S., *et al.* (2003): "Geographical scenario uncertainty in generic fate and exposure factors of toxic pollutants for life-cycle impact assessment" *Chemosphere* **51** (6) p.501-508
- HUIJBREGTS, M. A. J., THISSEN, U., *et al.* (2000): "Priority assessment of toxic substances in life cycle assessment. Part I: Calculation of toxicity potentials for 181 substances with the nested multi-media fate, exposure and effects model USES-LCA" *Chemosphere* **41** (4) p.541-573
- HUMBERT, S., MARGNI, M., *et al.* (2005): "*IMPACT 2002+ : User Guide*" École Polytechnique de Lausanne
- INABA, R., NANSAI, K., *et al.* (2010): "Hybrid life-cycle assessment (LCA) of CO₂ emission with management alternatives for household food wastes in Japan" *Waste Management and Research* **28** (6) p.496-507
- INERIS (2004): "*Exposition par inhalation au benzène, toluène, éthylbenzène et xylènes (BTEX) dans l'air - Sources, mesures et concentrations*" (29p.)
- INERIS (2005): "*Formalisation du savoir et des outils dans le domaine des risques majeurs - Toxicité et dispersion des fumées d'incendie - Phénoménologie et modélisation des effets*" (67 p.)
- INRS (2011): "*Fiche toxicologique Acétate d'éthyle (141-78-6)*"
- INSTITUT SUISSE DE BIOINFORMATIQUE "*Un prix nobel pour le fair de deux savants*" http://web.expasy.org/prolune/pdf/prolune014_fr.pdf Consulté le 15 Novembre 2012

IRIARTE, A., GABARRELL, X., *et al.* (2009): "LCA of selective waste collection systems in dense urban areas" *Waste Management* **29** (2) p.903-914

ISO 14040 (2006): "*Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*" International Standard Organization

ISO 14044 (2006): "*Environmental management - Life Cycle Assessment - Requirements and guidelines*" International Standard Organization

IVANES, P. "*Affaire de la dioxine de l'incinérateur de Gilly-sur-Isère*" http://www.pierre.ivanès.free.fr/pi_cv.html Consulté le 12 Février 2012

JOINT RESEARCH CENTER et INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL SUSTAINABILITY (2010): "*ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*" European Union

JOINT RESEARCH CENTRE "*ESIS : European chemical Substances Information System*" <http://esis.jrc.ec.europa.eu/> Consulté le 11 Décembre 2012

JOLLIET, O., MARGNI, M., *et al.* (2003): "IMPACT 2002+: A New Life Cycle Impact Assessment Methodology" *International Journal of Life Cycle Assessment* **8** (6) p.324-330

JOLLIET, O., SAADE, M., *et al.* (2005) "*Analyse du cycle de vie. Comprendre et réaliser un écobilan*" Presses polytechniques et universitaires romandes (249p.)

KAPLAN, P. O., RANJITHAN, R., *et al.* (2009): "Use of life-cycle analysis to support solid waste management planning for Delaware" *Environmental Science and Technology* **43** (5) p.1264-1270

KATZ, M. (1999): "*L'influence de la perception olfactive*" (1-62p.)

KAUFMAN, S. M., KRISHNAN, N., *et al.* (2010): "A screening life cycle metric to benchmark the environmental sustainability of waste management systems" *Environmental Science and Technology* **44** (15) p.5949-5955

KHOO, H. H., LIM, T. Z., *et al.* (2010): "Food waste conversion options in Singapore: Environmental impacts based on an LCA perspective" *Science of the Total Environment* **408** (6) p.1367-1373

KIRKEBY, J. T., BIRGISDOTTIR, H., *et al.* (2007): "Modelling of environmental impacts of solid waste landfilling within the life-cycle analysis program EASEWASTE" *Waste Management* **27** (7) p.961-970

KIRKEBY, J. T., BIRGISDOTTIR, H., *et al.* (2006a): "Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE" *Environment & Resources, Technical University of Denmark* (1) p.12

KIRKEBY, J. T., BIRGISDOTTIR, H., *et al.* (2006b): "Evaluation of environmental impacts from municipal solid waste management in the municipality of Aarhus, Denmark (EASEWASTE)" *Waste Management and Research* **24** (1) p.16-26

KLANG, A. B., VIKMAN, P. A., *et al.* (2008): "Sustainable management of combustible household waste- Expanding the integrated evaluation model" *Resources, Conservation and Recycling* **52** (8-9) p.1101-1111

KLEIBER, G. et VUILLAUME, M. (2011): "Pour une linguistique des odeurs : présentation" *Langues* **181** (1) p.3-15

- KOCI, V. et TRECAKOVA, T. (2011): "Mixed municipal waste management in the Czech Republic from the point of view of the LCA method" *The International Journal of Life Cycle Assessment* **16** (2) p.11
- LANDRY, Y. (2012) *"Initiation à la connaissance du médicament"* (286p.)
- LARSEN, A. W., MERRILD, A., *et al.* (2010): "Waste collection systems for recyclables: An environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark)" *Waste Management* **30** (5) p.744-754
- LAURI, P. (1997): "La bibliométrie, un indicateur de tendance - Les codes CIB pour détecter les marchés potentiels : exemple des cartes à puce sans contact" *International Journal Of Information Sciences for Decision Making* **1** p.28-36
- LEE, S. H., CHOI, K. I., *et al.* (2007): "Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea" *Science of the Total Environment* **387** (1-3) p.42-53
- LIAMSANGUAN, C. et GHEEWALA, S. H. (2008a): "The holistic impact of integrated solid waste management on greenhouse gas emissions in Phuket" *Journal of Cleaner Production* **16** (17) p.1865-1871
- LIAMSANGUAN, C. et GHEEWALA, S. H. (2008b): "LCA: A decision support tool for environmental assessment of MSW management systems" *Journal of Environmental Management* **87** (1) p.132-138
- LOI N°75-633 (1975): *"Loi n°75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux."* Assemblée Nationale et Sénat
- LOI N°76-663 (1976): *"Loi n°76-663 du 19/07/76 relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement"* Journal Officiel
- LOI N°92-646 (1992): *"Loi n°92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement."* Assemblée Nationale et Sénat
- LOI N°2009-967 (2009): *"Loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement"* Journal Officiel
- LOI N°2010-788 (2010): *"Loi n°2010-788 du 12 juillet 2010 portant engagement national pour l'environnement"* Journal Officiel
- LUNDIE, S. et PETERS, G. M. (2005): "Life cycle assessment of food waste management options" *Journal of Cleaner Production* **13** (3) p.275-286
- MANFREDI, S. et CHRISTENSEN, T. H. (2009): "Environmental assessment of solid waste landfilling technologies by means of LCA-modeling" *Waste Management* **29** (1) p.32-43
- MANFREDI, S., CHRISTENSEN, T. H., *et al.* (2010): "Environmental assessment of low-organic waste landfill scenarios by means of life-cycle assessment modelling (EASEWASTE)" *Waste Management and Research* **28** (2) p.130-140
- MANFREDI, S., NISKANEN, A., *et al.* (2009): "Environmental assessment of gas management options at the Old Ammässuo landfill (Finland) by means of LCA-modeling (EASEWASTE)" *Waste Management* **29** (5) p.1588-1594

- MANFREDI, S., TONINI, D., *et al.* (2010): "Contribution of individual waste fractions to the environmental impacts from landfilling of municipal solid waste" *Waste Management* **30** (3) p.433-440
- MANFREDI, S., TONINI, D., *et al.* (2009): "Landfilling of waste: Accounting of greenhouse gases and global warming contributions" *Waste Management and Research* **27** (8) p.825-836
- MARTINEZ-BLANCO, J., COLON, J., *et al.* (2010): "The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale" *Waste Management* **30** (6) p.983-994
- MARTINEZ-BLANCO, J., MUNOZ, P., *et al.* (2009): "Life cycle assessment of the use of compost from municipal organic waste for fertilization of tomato crops" *Resources, Conservation and Recycling* **53** (6) p.340-351
- MARTINEZ-BLANCO, J., MUNOZ, P., *et al.* (2011): "Assessment of tomato Mediterranean production in open-field and standard multi-tunnel greenhouse, with compost or mineral fertilizers, from an agricultural and environmental standpoint" *Journal of Cleaner Production* **19** (9-10) p.985-997
- MATERIAL SAFETY DATA SHEET (2010): "Acetone"
- MCKONE, T. E., KYLE, A. D., *et al.* (2006): "Dose-response modeling for life cycle impact assessment: Findings of the Portland review workshop" *International Journal of Life Cycle Assessment* **11** (2) p.137-140
- MEIERHENRICH, U. J., GOLEBIEWSKI, J., *et al.* (2005): "De la molécule à l'odeur" *L'actualité chimique* **289** p.29-40
- MENARD, J. F., LESAGE, P., *et al.* (2004): "Comparative life cycle assessment of two landfill technologies for the treatment of municipal solid waste" *International Journal of Life Cycle Assessment* **9** (6) p.371-378
- MENDES, M. R., ARAMAKI, T., *et al.* (2004): "Comparison of the environmental impact of incineration and landfilling in São Paulo City as determined by LCA" *Resources, Conservation and Recycling* **41** (1) p.47-63
- MERRILD, A., DAMGAARD, A., *et al.* (2008): "Life cycle assessment of waste paper management: The importance of technology data and system boundaries in assessing recycling and incineration" *Resources, Conservation and Recycling* **52** (12) p.1391-1398
- MILIUTE, J. et KAZIMIERAS STANISKIS, J. (2010): "Application of life-cycle assessment in optimisation of municipal waste management systems: The case of Lithuania" *Waste Management and Research* **28** (4) p.298-308
- MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DEVELOPPEMENT DURABLE "CORINE Land Cover"
<http://www.developpement-durable.gouv.fr/Corine-Land-Cover.html> Consulté le 16 Mai 2013
- MOBERG, A., FINNVEDEN, G., *et al.* (2005): "Life cycle assessment of energy from solid waste - Part 2: Landfilling compared to other treatment methods" *Journal of Cleaner Production* **13** (3) p.231-240
- MOLANDER, S., LIDHOLM, P., *et al.* (2004): "OMNIITOX - Operational life-cycle impact assessment models and information tools for practitioners" *International Journal of Life Cycle Assessment* **9** (5) p.282-288

- MORRIS, J. (2005): "Comparative LCAs for curbside recycling versus either landfilling or incineration with energy recovery" *International Journal of Life Cycle Assessment* **10** (4) p.273-284
- MORSELLI, L., BARTOLI, M., *et al.* (2005): "Tools for evaluation of impact associated with MSW incineration: LCA and integrated environmental monitoring system" *Waste Management* **25** (2 SPEC. ISS.) p.191-196
- NAKATANI, J., FUJII, M., *et al.* (2010): "Life-cycle assessment of domestic and transboundary recycling of post-consumer PET bottles" *International Journal of Life Cycle Assessment* **15** p.590-597
- NAVARRO, A. (1993): "Gestion et traitement des déchets" *Techniques de l'Ingénieur*
- NF EN 13725 (2003): "*Qualité de l'air - Détermination de la concentration d'une odeur par olfactométrie dynamique*" Agence Française de Normalisation
- NIELSEN, P. H. et HAUSCHILD, M. (1998): "Product specific emissions from municipal solid waste landfills. Part I: Landfill model" *International Journal of Life Cycle Assessment* **3** (3) p.158-168
- NISKANEN, A., MANFREDI, S., *et al.* (2009): "Environmental assessment of ÅmmÅssuo Landfill (Finland) by means of LCA-modelling (EASEWASTE)" *Waste Management and Research* **27** (5) p.542-550
- OLSEN, S. I., CHRISTENSEN, F. M., *et al.* (2001): "Life cycle impact assessment and risk assessment of chemicals - A methodological comparison" *Environmental Impact Assessment Review* **21** (4) p.385-404
- ORDONNANCE 2004-489 PORTANT TRANSPOSITION DE LA DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT (2004): *Journal Officiel*
- OZELER, D., YETIS, U., *et al.* (2006): "Life cycle assesment of municipal solid waste management methods: Ankara case study" *Environment International* **32** (3) p.405-411
- PARENT, J. (2009): "*Mémoire de maîtrise : Élaboration d'un modèle d'évaluation de la caractéristique "salaires" en analyse sociale du cycle de vie*" Programme de Maîtrise en Sciences de l'Environnement (177p.)
- PENNINGTON, D., CRETZAZ, P., *et al.* (2002): "Assessing human health response in life cycle assessment using ED10s and DALYs: Part 2 - Noncancer effects" *Risk Analysis* **22** (5) p.947-963
- PENNINGTON, D. W. (2004): "Increasing the acceptance and practicality of toxicological effects assessment in LCA: A 5th European Research Framework Programme Project" *International Journal of Life Cycle Assessment* **9** (5) p.281
- PENNINGTON, D. W., MARGNI, M., *et al.* (2005): "Multimedia fate and human intake modeling: Spatial versus nonspatial insights for chemical emissions in Western Europe" *Environmental Science and Technology* **39** (4) p.1119-1128
- PETERS, G. M. et ROWLEY, H. V. (2009): "Environmental comparison of biosolids management systems using life cycle assessment" *Environmental Science and Technology* **43** (8) p.2674-2679
- PIRES, A., CHANG, N. B., *et al.* (2011): "Reliability-based life cycle assessment for future solid waste management alternatives in Portugal" *International Journal of Life Cycle Assessment* **16** (4) p.316-337
- POL, D. (2002) "*Dictionnaire encyclopédique des drogues*"

- POTTING, J. et HAUSCHILD, M. (1997a): "The linear nature of environmental impact from emissions in life-cycle assessment" *International Journal of Life Cycle Assessment* 2 (3) p.171-177
- POTTING, J. et HAUSCHILD, M. (1997b): "Spatial differentiation in life-cycle assessment via the site-dependent characterization of environmental impact from emissions" *International Journal of Life Cycle Assessment* 2 (4) p.209-216
- POTTING, J. et HAUSCHILD, M. (2003): "*Background for spatial differentiation in LCA impact assessment - The EDIP 2003 methodology*" (293 p.)
- POTTING, J. et HAUSCHILD, M. (2006): "Spatial differentiation in life cycle impact assessment: A decade of method development to increase the environmental realism of LCIA" *International Journal of Life Cycle Assessment* 11 (SPEC. ISS. 1) p.11-13
- POTTING, J., HAUSCHILD, M., *et al.* (1999): "'Less is better' and 'only above threshold': Two incompatible paradigms for human toxicity in life cycle assessment?" *International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (1) p.16-24
- REBITZER, G., EKVALL, T., *et al.* (2004): "Life cycle assessment Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications" *Environment International* 30 (5) p.701-720
- REGLEMENT COMMISSION EUROPEENNE n°1907/2006 (2006): "*Règlement (CE) n° 1907/2006 du Parlement européen et du Conseil, du 18 décembre 2006, concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH)*"
- REVERET, J. P. et PARENT, J. (2012): "L'analyse sociale et socio-économique du cycle de vie des produits : Etats des lieux et défis" *Développement durable et économie environnementale régionale* p.12p.
- RIBER, C., BHANDER, G., *et al.* (2008): "Environmental assessment of waste incineration in a life-cycle-perspective (EASEWASTE)" *Waste Management and Research* 26 (1) p.96-103
- RIGAMONTI, L., GROSSO, M., *et al.* (2009): "Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system" *Journal of Cleaner Production* 18 (16) p.1652-1662
- RIGAMONTI, L., GROSSO, M., *et al.* (2010): "Life cycle assessment of sub-units composing a MSW management system" *Journal of Cleaner Production* 18 (17) p.1652-1662
- ROSENBAUM, R. K., BACHMANN, T. M., *et al.* (2008): "USEtox - The UNEP-SETAC toxicity model: Recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment" *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (7) p.532-546
- ROSENBAUM, R. K., HUIJBREGTS, M. A. J., *et al.* (2011): "USEtox human exposure and toxicity factors for comparative assessment of toxic emissions in life cycle analysis: sensitivity to key chemical properties" *International Journal of Life Cycle Assessment* p.1-18
- ROSENBAUM, R. K., MARGNI, M., *et al.* (2007): "A flexible matrix algebra framework for the multimedia multipathway modeling of emission to impacts" *Environment International* 33 (5) p.624-634
- ROSENFELD, P. E., CLARK, J. J. J., *et al.* (2007): "The use of an odour wheel classification for the evaluation of human health risk criteria for compost facilities" *Water Science and Technology* 55 (5) p.345-357

- SALHOFER, S., WASSERMANN, G., *et al.* (2007): "Strategic environmental assessment as an approach to assess waste management systems. Experiences from an Austrian case study" *Environmental Modelling and Software* 22 (5) p.610-618
- SCHLIERF, K., AISSANI, L., *et al.* (2012): "The incorporation of results of non-aggregated Life Cycle Assessment in decision making: Evidence from a case study in local waste management in France" *Waste and Biomass Valorization*
- SCHMIDT, J. H., HOLM, P., *et al.* (2007): "Life cycle assessment of the waste hierarchy - A Danish case study on waste paper" *Waste Management* 27 (11) p.1519-1530
- SCIPIONI, A., MAZZI, A., *et al.* (2009): "LCA to choose among alternative design solutions: The case study of a new Italian incineration line" *Waste Management* 29 (9) p.2462-2474
- SERVICE INDUSTRIEL DE GENEVE (2007): "*Investigations sanitaires autour du site d'incinération et de valorisation des déchets des Cheneviers*" (12)
- SKORDILIS, A. (2004): "Modelling of integrated solid waste management systems in an island" *Resources, Conservation and Recycling* 41 (3) p.243-254
- SOLANO, E., DUMAS, R. D., *et al.* (2002): "Life-cycle-based solid waste management. II: Illustrative applications" *Journal of Environmental Engineering* 128 (10) p.993-1005
- SOLANO, E., RANJITHAN, R., *et al.* (2002): "Life-cycle-based solid waste management. I: Model development" *Journal of Environmental Engineering* 128 (10) p.981-992
- SONESSON, U., BJORKLUND, A., *et al.* (2000): "Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste" *Resources Conservation and Recycling* 28 (1-2) p.29-53
- SPERANDIO, K. (2001): "*Identification des facteurs mobilisateurs des stratégies de gestion des déchets ménagers mises en oeuvre par les collectivités locales*" (276 p.)
- THE UNIVERSITY OF CALIFORNIA (1994): "*CalTOX™, A Multimedia Total Exposure Model For Hazardous-Waste Sites - Spreadsheet User's Guide- Version 1.5*" (52p.)
- THOMASSEN, M. A., DALGAARD, R., *et al.* (2008): "Attributional and consequential LCA of milk production" *International Journal of Life Cycle Assessment* 13 (4) p.339-349
- TOLLER, S., KÄRRMAN, E., *et al.* (2009): "Environmental assessment of incinerator residue utilisation" *Waste Management* 29 (7) p.2071-2077
- TUKKER, A. (1998): "Uncertainty in life cycle impact assessment of toxic releases: Practical experiences - Arguments for a reductionalistic approach? Impact assessment of toxic releases in a substance flow analysis for PVC in Sweden" *International Journal of Life Cycle Assessment* 3 (5) p.246-258
- TUNESI, S. (2010): "LCA of local strategies for energy recovery from waste in England, applied to a large municipal flow" *Waste Management*
- TURCONI, R., BUTERA, S., *et al.* (2011): "Life cycle assessment of waste incineration in Denmark and Italy using two LCA models" *Waste management & research : the journal of the International Solid Wastes and Public Cleansing Association, ISWA* 29 (10 Suppl) p.78-90

- UDO DE HAES, H. A., JOLLIET, O., *et al.* (1999): "SETAC-Europe: Second working group on LCIA (WIA-2): Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment: Background document for the second working group on life cycle impact assessment of SETAC-Europe (WIA-2)" *International Journal of Life Cycle Assessment* **4** (3) p.167-174
- VAN GEMERT, L. J. (2011) "*Odour threshold : Compilations of odour threshol values in air, water and other media*" Oliemans Punter and Partners BV
- VAN HAAREN, R., THEMELIS, N. J., *et al.* (2010): "LCA comparison of windrow composting of yard wastes with use as alternative daily cover (ADC)" *Waste Management* **30** (12) p.2649-2656
- VENTURA, A. (2011): "Classification of chemicals into emission-based impact categories: A first approach for equiprobable and site-specific conceptual frames" *International Journal of Life Cycle Assessment* **16** (2) p.148-158
- VERGARA, S. E., DAMGAARD, A., *et al.* (2011): "Boundaries matter: Greenhouse gas emission reductions from alternative waste treatment strategies for California's municipal solid waste" *RESOURCES CONSERVATION AND RECYCLING* **57** p.87-97
- VILLENEUVE, J., MICHEL, P., *et al.* (2009): "Process-based analysis of waste management systems: A case study" *Waste Management* **29** (1) p.2-11
- WANICHPONGPAN, W. et GHEEWALA, S. H. (2007): "Life cycle assessment as a decision support tool for landfill gas-to energy projects" *Journal of Cleaner Production* **15** (18) p.1819-1826
- WEIDEMA, B., WESNAES, M., *et al.* (2006): "Life Cycle based cost-benefit assessment of waste management options"
- WEITZ, K., BARLAZ, M., *et al.* (1999): "Life cycle management of municipal solid waste" *International Journal of Life Cycle Assessment* **4** (4) p.195-201
- WHITE, P. (1995): "LCA back on track, but is it one track or two?" *LCA news - A SETAC Europe publication* **5** p.2-3
- WINKLER, J. (2005): "Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management" *International Journal of Life Cycle Assessment* **10** (2) p.156-157
- WITTMAIER, M., LANGER, S., *et al.* (2009): "Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems - Applied examples for a region in Northern Germany" *Waste Management* **29** (5) p.1732-1738
- WOLLNY, V., DEHOUST, G., *et al.* (2001): "Comparison of plastic packaging waste management options: Feedstock recycling versus energy recovery in Germany" *Journal of Industrial Ecology* **5** (3) p.49-63
- WOOLRIDGE, A. C., WARD, G. D., *et al.* (2006): "Life cycle assessment for reuse/recycling of donated waste textiles compared to use of virgin material: An UK energy saving perspective" *Resources, Conservation and Recycling* **46** (1) p.94-103
- YI, S., KURISU, K. H., *et al.* (2011): "Life cycle impact assessment and interpretation of municipal solid waste management scenarios based on the midpoint and endpoint approaches" *International Journal of Life Cycle Assessment* **16** (7) p.652-668

ZAMAN, A. U. (2010): "Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method" *International Journal of Environmental Science and Technology* 7 (2) p.225-234

ZHAO, W., DER VOET, E. V., *et al.* (2009): "Life cycle assessment of municipal solid waste management with regard to greenhouse gas emissions: Case study of Tianjin, China" *Science of the Total Environment* 407 (5) p.1517-1526

ZHAO, W., HUPPES, G., *et al.* (2011): "Eco-efficiency for greenhouse gas emissions mitigation of municipal solid waste management: A case study of Tianjin, China" *Waste Management* 31 (6) p.1407-1415

ZHAO, Y., CHRISTENSEN, T. H., *et al.* (2010): "Environmental impact assessment of solid waste management in Beijing City, China" *Waste Management* 31 (4) p.793-799

ZHAO, Y., WANG, H. T., *et al.* (2009): "Life-cycle assessment of the municipal solid waste management system in Hangzhou, China (EASEWASTE)" *Waste Management and Research* 27 (4) p.399-406

ANNEXES

Annexe 1 : Extrait de l'analyse bibliographique des ACV déchets étudiées	259
Annexe 2 : Analyse bibliométrique des facteurs d'impacts des journaux	263
Annexe 3 : Analyse bibliométrique du regroupement géographique des pays à l'origine des ACV déchets	267
Annexe 4 : Liste d'identification des publications	269
Annexe 5 : Construction du transfert Eau douce Locale à Eau douce Globale	278
Annexe 6 : Analyse de sensibilité des paramètres spatiaux du modèle USEtox	279
Annexe 7 : Facteur d'extrapolation entre les différentes espèces pour le cas du poids moyen	283
Annexe 8 : Détermination des paramètres dimensions de l'Ille-et-Vilaine.....	284
Annexe 9 : Détermination des paramètres dimensions des Bouches-du-Rhône.....	285
Annexe 10 : Charte de principes pour la conduite du <i>focus group</i>	286
Annexe 11 : Liste des questions élaborées en fonction des thèmes définis	289
Annexe 12 : Liste des acteurs sollicités et leur fonction.....	290
Annexe 13 : Valorisation des travaux de thèse.....	291

ANNEXE 1 : EXTRAIT DE L'ANALYSE BIBLIOGRAPHIQUE DES ACV DECHETS ETUDIEES

Pour réaliser l'analyse bibliographique, différentes informations ont été relevées lors de la lecture. Le classement de ces informations est réalisé suivant les quatre étapes de l'ACV et suivant les colonnes suivantes :

- Généralités :
 - › Titre de l'étude ;
 - › Auteurs ;
 - › Année de publication ;
 - › Outil déployé : nom du logiciel utilisé et de la (ou des) méthode(s) de caractérisation appliquées ;
- Étape 1 : Définition du champ et des objectifs de l'étude
 - › Objectifs de l'étude ;
 - › Nature de l'étude et champ d'application (gisement de déchets) ;
 - › Unité fonctionnelle ;
 - › Frontières du système (activités intégrées à l'évaluation ; distinction activités de premier plan et d'arrière plan) ;
 - › Scénarios évalués ;
- Étape 2 : Inventaire (bilans énergétique et massique)
 - › Origine des données (base de données, mesures,...) ;
- Étape 3 : Évaluation des impacts environnementaux potentiels
 - › Allocation/substitution ;
 - › Impacts environnementaux évalués ;
 - › Prise en compte de la notion de carbone biogénique ;
 - › Prise en compte et évaluation des impacts sociaux ;
 - › Normalisation des résultats ;
- Étape 4 : Interprétation des résultats
 - › Résultats ;
 - › Réalisation d'une analyse de sensibilité et identification du (ou des) paramètre(s) analysé(s) ;
 - › Remarques (de l'auteur ou du lecteur) ;
 - › Limites (de l'auteur ou du lecteur).

Pour des questions de lisibilité, une seule publication est présentée sur plusieurs pages. L'ensemble du tableau regroupant les cent vingt-quatre ACV est disponible sur demande à l'adresse suivante : lynda.aissani@irstea.fr

Généralités				Étape 1			
Titre de l'étude	Auteurs	Année de publication	Outil déployé	Objectifs de l'étude	Nature de l'étude/Champ d'application	Unité fonctionnelle	Frontières du système
Environmental and economic analysis of management systems for biodegradable waste	U. Sonesson, A. Bjorklund and al.	2000	ORWARE	<p>Analyser les impacts environnementaux et économiques de 4 systèmes différents de traitement des déchets biodégradables (incluant les boues)</p> <p>Comparer les résultats de cette étude avec les résultats d'une étude précédente réalisée dans la même région et voir les impacts des changements (changement de frontières)</p>	Déchets biodégradables (incluant les eaux) de la ville d'Uppsala + fumiers	<p>Fonction : traiter les déchets organiques d'une façon qui soit acceptable dans une perspective d'hygiène et d'un point de vue social</p> <p>Fonctions secondaires renseignées</p>	<p>Transports et collecte par les camions, transports de l'eau, traitement de l'eau, incinération, compostage, ISD, méthanisation, transport d'espaces urbains à ruraux, application des engrais et renouvellement de l'azote dans le sol</p>

Étape 1	Étape 2	Étape 3				
Scénarios évalués	Source des données	Allocation/substitution	Impacts environnementaux évalués	Carbone biogénique	Impacts sociaux	Normalisation
Incinération avec récupération de chaleur : INC Compostage : COM Méthanisation : ANA Méthanisation avec utilisation séparateur urine : URI	Littérature et essais expérimentaux	Pas de production d'électricité mais de chaleur Au regard des résultats substitution effectuée mais pas détaillée	Changement climatique Acidification Eutrophisation Pollution photochimique Aspects pertinents de la consommation de ressources : combustibles fossiles, combustible renouvelables, phosphore	Prise en compte du CO2 d'origine fossile	Limite identifiée par l'auteur : non prise en compte de plusieurs impacts tels que le bruit, les odeurs, le degré de participation du public,...	Non

Étape 4			
Résultats (> : plus néfaste que)	Analyse de sensibilité	Remarques (auteur ou lecteur)	Limites de l'étude (auteur ou lecteur)
Changement climatique : INC > COM > ANA = URI Eutrophisation : INC > COM = ANA > URI Acidification : URI > INC + COM > ANA Oxydation photochimique : INC > ANA > COM = URI Consommation fossiles : INC = COM > ANA > URI Phosphore : INC > COM > ANA > URI Copeaux bois : COM > ANA = URI > INC	Oui Comparaison utilisation charbon à la place du biocarburant pour la production de chaleur	Horizon temporel considéré pour l'ISD : 100 ans Analyse économique de chacun des scénarios	Impacts "sociaux" non évalués, scénario URINE théorique : non testé Méthode de caractérisation utilisée non indiquée

ANNEXE 2 : ANALYSE BIBLIOMETRIQUE DES FACTEURS D'IMPACTS DES JOURNAUX

Le facteur d'impact est une mesure de l'importance d'une revue scientifique. Il représente, pour une année donnée, le rapport entre le nombre de citations sur le nombre d'articles publiés par un journal, sur une période de référence de deux ans. Il mesure donc la fréquence moyenne avec laquelle l'ensemble des articles de ce journal est cité pendant une durée définie. C'est un indice de mesure rétrospective de l'impact à relativement court terme.

Les facteurs d'impact ont une grande influence dans le domaine de la publication scientifique, car ils servent souvent de critères d'évaluation quantitatifs pour sélectionner le journal scientifique dans lequel il serait pertinent de publier.

Dans un premier temps, les facteurs d'impact des journaux scientifiques concernés par l'étude bibliométrique ont été recensés

Nom journal	Facteur d'impact
Bioresource Technology	4,365
Chemical Engineering Journal	3,074
Energy	3,487
Environment International	4,691
Environmental Modelling & Software	2,871
Environmental Monitoring and Assessment	1,436
Environmental Science & Technology	5,228
European Journal of Scientific Research	NC
International Journal of Energy Research	2,122
International Journal of Environmental Science and Technology	3,157
International Journal of LCA	3,148
Journal of Cleaner Production	2,425
Journal of Environmental Engineering	1,117
Journal of Environmental Management	3,245
Journal of Environmental Sciences	1,513

Nom journal	Facteur d'impact
Journal of Industrial Ecology	2,446
Polymer Degradation and Stability	2,769
Renewable Energy	2,978
Resources, Conservation and Recycling	1,969
Science of the Total Environment	3,19
Waste Management	2,358
Waste Management and Research	1,222
Water Science and Technology	1,056

D'après ce recensement, les journaux scientifiques ayant un facteur d'impact le plus élevé sont :

- Environmental Science & Technology (5,228) ;
- Environment International (4,691) ;
- Bioresource Technology (4,365).

Ces trois journaux scientifiques sont des journaux très généralistes et ne sont pas ou peu spécialisés dans les domaines de gestion des déchets ou des ACV déchets. Un facteur d'impact élevé est en lien avec la difficulté de publier dans ces revues. En effet, plus le facteur d'impact est élevé plus les relecteurs (reviewers) sont exigeants sur la qualité de l'article.

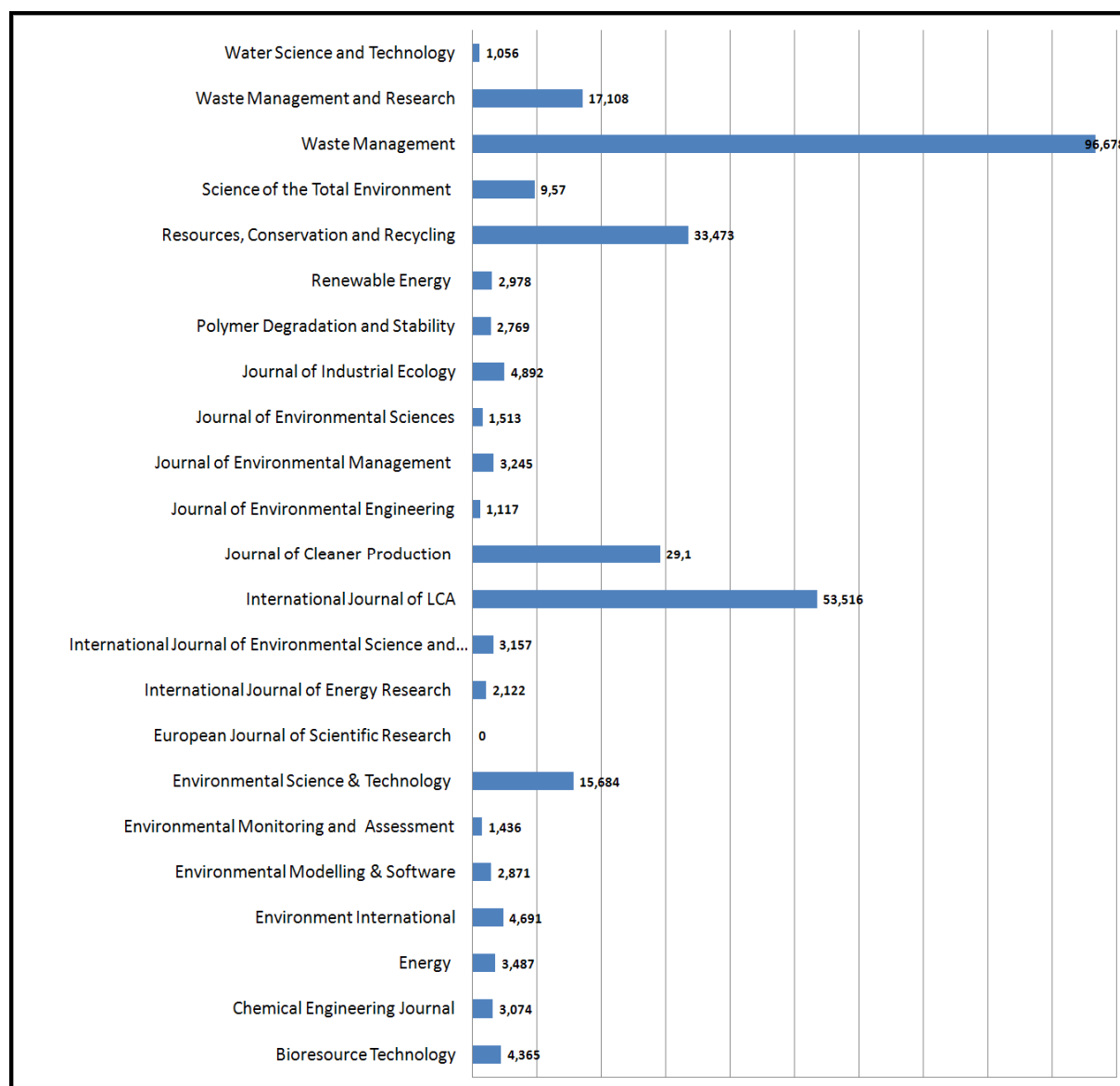
D'après la Figure I.15, les trois journaux qui ont publié le plus d'ACV déchets : « Waste Management », « International Journal of LCA » « Resources, Conservation and Recycling » et « Waste Management and Research ». Ces journaux ont des facteurs d'impacts relativement faibles, autour de 2 à 3. Le constat peut donc être fait sur le fait que les praticiens en ACV déchets préfèrent publier (ou font plus facilement acceptés) leurs études de cas dans des journaux scientifiques dédiés à la gestion des déchets tels que « Waste Management », « Ressources, Conservation and Recycling » et « Waste Management and Research » plutôt que dans un journal scientifique entièrement dédié à l'ACV tel que « International Journal of LCA ». Pour conclure, les revues avec un facteur d'impact élevé, tels que « Environmental Science and Technology », « Environmental International » et « Chemical Engineering Journal », recensent moins de publications d'ACV déchets car elles sont moins lues par les spécialistes en ACV. Cependant, ces revues généralistes ont un facteur d'impact très élevé qui peut constituer un frein à la publication.

Dans un second temps, il a été opéré une pondération des facteurs d'impact de chaque journal scientifique concerné par l'étude bibliométrique, par le nombre de publications qui ont

été recensées lors de cette revue de la littérature.

Facteurs d'impact des journaux scientifiques pondérés par le nombre de publications

Cette pondération des facteurs d'impact par le nombre de publications permet de faire ressortir de manière conjointe les journaux scientifiques qui recensent le plus de publications relatives à des ACV déchets et ceux qui ont le facteur d'impact le plus important.



La pondération des facteurs d'impact par le nombre de publications de chaque journal entraîne la modification du classement des journaux. Le nombre de publications de chaque journal a un impact très important dans le cas présent. D'après la figure précédente, les journaux ayant les facteurs d'impact pondérés les plus importants, sont :

- « Waste Management » (96,678) ;
- « International Journal of LCA » (53,516) ;
- « Resources, Conservation and Recycling » (33,473) ;
- « Journal of Cleaner Production » (29,1) ;

- « Waste Management and Research » (17,108) ;
- « Environmental Sciences and Technology » (15,684).

Les trois premiers journaux scientifiques énoncés recensent le plus grand nombre de publications relatives à une ACV déchets. Il en est de même pour le journal scientifique « Waste Management and Research ». Le dernier journal cité (« Environmental Sciences and Technology ») a le facteur d'impact le plus élevé. Cette analyse permet d'introduire un nouveau journal dans la liste de ceux qui, conjointement, publient le plus d'ACV déchets et qui ont les facteurs d'impact les plus importants, qui est le « Journal of Cleaner Production ».

Dans le cadre de la valorisation des travaux de thèse, les journaux scientifiques ciblés principalement seront « Waste Management », « International Journal of LCA » et « Resources, Conservation and Recycling ».

ANNEXE 3 : ANALYSE BIBLIOMETRIQUE DU REGROUPEMENT GEOGRAPHIQUE DES PAYS A L'ORIGINE DES ACV DECHETS

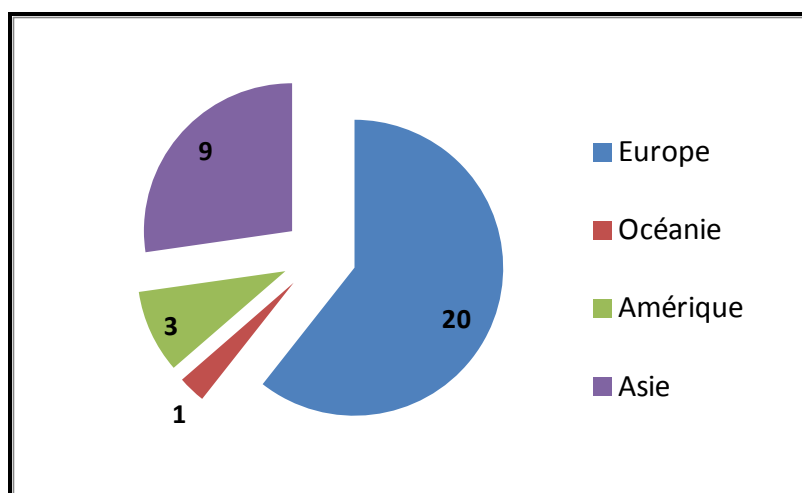
Les cent vingt quatre études ACV déchets analysées concernent trente trois pays. Le regroupement géographique des pays à l'origine des publications d'ACV déchets permet d'identifier les régions du monde où sont majoritairement réalisées les études de cas.

Le regroupement géographique est réalisé en fonction des pays d'étude :

- Continent européen : l'Allemagne, le Royaume Unis, l'Autriche, le Danemark, l'Espagne, la Finlande, la France, la Grèce, l'Italie, la Lituanie, la Norvège, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la République de Malte, la République Tchèque, la Suède et la Suisse ;

Tous ces pays ne font pas partis de l'Union Européenne, mais il s'agit, ici, de faire un regroupement géographique et non pas politique.

- Continent asiatique : la Chine, la Corée du Sud, l'Indonésie, l'Iran, le Japon, le Koweït, Singapour, la Thaïlande et la Turquie ;
- Continent américain : le Brésil, le Canada, les États-Unis ;
- Continent Océanie : l'Australie.



D'après la figure précédente, le continent européen recense le maximum de publications d'ACV déchets avec vingt pays concernés par les études. Le continent asiatique compte neuf pays à l'origine des ACV déchets. Ces résultats sont à mettre en parallèle avec les évolutions réglementaires des deux continents respectifs. En effet, depuis 2001, les pays membres de l'Union Européenne doivent réaliser une évaluation environnementale des plans et programmes pouvant avoir une incidence sur l'environnement (DIRECTIVE 2001/42/CE RELATIVE A L'EVALUATION DES INCIDENCES DE CERTAINS PLANS ET PROGRAMMES SUR L'ENVIRONNEMENT, 2001). Les plans de gestion des déchets ménagers étant soumis à cette directive, le nombre d'évaluations environnementales des systèmes de gestion des déchets

municipaux ont augmenté. Pour le continent asiatique, la priorité a été mise sur la réduction des émissions de Gaz à Effet de Serre (GES). Quatre études ACV déchets recensées se concentrent sur l'évaluation des émissions de GES de différentes filières de gestion des déchets municipaux (WANICHPONGPAN et GHEEWALA, 2007), (LIAMSANGUAN et GHEEWALA, 2008a), (ZHAO, DER VOET, *et al.*, 2009), (ZHAO, HUPPES, *et al.*, 2011).

Suite à cette analyse bibliométrique factuelle de cette revue bibliographique permettant d'appréhender les modalités de publications des ACV déchets réalisées sur un peu plus d'une décennie, une analyse bibliographique des ACV déchets a été menée enfin d'en faire émerger les éléments méthodologiques les plus révélateurs et communs de ces études de cas.

ANNEXE 4 : LISTE D'IDENTIFICATION DES PUBLICATIONS

- Objectifs et finalités des ACV déchets étudiées

Objectifs et finalités	Références
Évaluer et quantifier les impacts environnementaux d'un système de gestion des déchets ménagers (réalisées sur une filière de gestion des déchets ménagers)	(BJORKLUND, BJUGGREN, <i>et al.</i> , 1999), (BECCALI, CELLURA, <i>et al.</i> , 2001), (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2006a), (EMERY, DAVIES, <i>et al.</i> , 2007), (KLANG, VIKMAN, <i>et al.</i> , 2008), (PETERS et ROWLEY, 2009), (VILLENEUVE, MICHEL, <i>et al.</i> , 2009), (WITTMAYER, LANGER, <i>et al.</i> , 2009), (KAUFMAN, KRISHNAN, <i>et al.</i> , 2010), (MANFREDI, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010), (MARTINEZ-BLANCO, COLON, <i>et al.</i> , 2010), (KOCI et TRECAKOVA, 2011), (TURCONI, BUTERA, <i>et al.</i> , 2011),...
La comparaison de plusieurs filières dans le but de sélectionner la filière de traitement jugée la plus pertinente (en fonction du périmètre de l'étude et des paramètres évalués)	(FINNVEDEN et EKVALL, 1998), (SOLANO, RANJITHAN, <i>et al.</i> , 2002), (SOLANO, DUMAS, <i>et al.</i> , 2002), (OZELER, YETIS, <i>et al.</i> , 2006), (AL-SALEM et LETTIERI, 2009), (CADENA, COLON, <i>et al.</i> , 2009), (TOLLER, KÄRRMAN, <i>et al.</i> , 2009), (ABDULI, NAGHIB, <i>et al.</i> , 2010), (NAKATANI, FUJII, <i>et al.</i> , 2010), (HERMANN, DEBEER, <i>et al.</i> , 2011),...
Appui à la planification auprès des collectivités, d'aide à la mise en place aux politiques publiques ou encore pour faciliter l'évolution d'une filière ou technologie dans le respect de la réglementation	(BJORKLUND, BJUGGREN, <i>et al.</i> , 1999), (WEIDEMA, WESNAES, <i>et al.</i> , 2006), (BJORKLUND et FINNVEDEN, 2007), (BUTTOL, MASONI, <i>et al.</i> , 2007), (BANAR, COKAYGIL, <i>et al.</i> , 2009), (KAPLAN, RANJITHAN, <i>et al.</i> , 2009), (BOVEA, IBANEZ-FORES, <i>et al.</i> , 2010), (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010a), (BOLDRIN, ANDERSEN, <i>et al.</i> , 2011), (VERGARA, DAMGAARD, <i>et al.</i> , 2011),...
Le développement de nouveaux logiciels dédiés à la thématique déchets	(NIELSEN et HAUSCHILD, 1998), (SKORDILIS, 2004), (ASSEFA, BJORKLUND, <i>et al.</i> , 2005), (HANSEN, BHANDER, <i>et al.</i> , 2006), (CHRISTENSEN, BHANDER, <i>et al.</i> , 2007) et (BHANDER, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010)
Étudier la robustesse des ACV déchets réalisées	(WINKLER, 2005), (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010b), (ERIKSSON et BISAILLON, 2011) et (YI, KURISU, <i>et al.</i> , 2011)
Intégration du processus de décision dans l'évaluation environnementale	(WEITZ, BARLAZ, <i>et al.</i> , 1999) et (CONTRERAS, HANAKI, <i>et al.</i> , 2008)

- Nature et fonction du système étudié des ACV déchets analysées

Système et sous-système étudiés		Références
Le système de gestion de déchets en totalité (avec, parfois, des exclusions des étapes de collecte, de transport, de tri, de la production des sacs poubelles)		(WEITZ, BARLAZ, <i>et al.</i> , 1999), (CHRISTENSEN, BHANDER, <i>et al.</i> , 2007), (CHERUBINI, BARGIGLI, <i>et al.</i> , 2008), (LIAMSANGUAN et GHEEWALA, 2008a),...
Les différentes filières de traitement pour une même fraction de déchets	Déchets papier	(FINNVEDEN et EKVALL, 1998), (FINNVEDEN, JOHANSSON, <i>et al.</i> , 2005), (MOBERG, FINNVEDEN, <i>et al.</i> , 2005), (SCHMIDT, HOLM, <i>et al.</i> , 2007), (MERRILD, DAMGAARD, <i>et al.</i> , 2008) et (KAUFMAN, KRISHNAN, <i>et al.</i> , 2010)
	Fraction organique des déchets municipaux	(BJORKLUND, BJUGGREN, <i>et al.</i> , 1999), (SONESSON, BJORKLUND, <i>et al.</i> , 2000), (ASSEFA, BJORKLUND, <i>et al.</i> , 2005), (LUNDIE et PETERS, 2005), (AYE et WIDJAYA, 2006), (GÜERECÀ, GASSO, <i>et al.</i> , 2006), (HANSEN, BHANDER, <i>et al.</i> , 2006), (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2006b), (LEE, CHOI, <i>et al.</i> , 2007), (CADENA, COLON, <i>et al.</i> , 2009), (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, <i>et al.</i> , 2009), (KHOO, LIM, <i>et al.</i> , 2010), (MARTINEZ-BLANCO, COLON, <i>et al.</i> , 2010), (ANDERSEN, BOLDRIN, <i>et al.</i> , 2011), (BERNSTAD et LA COUR JANSEN, 2011), (FRUERGAARD et ASTRUP, 2011), (HERMANN, DEBEER, <i>et al.</i> , 2011) et (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, <i>et al.</i> , 2011)
	Déchets verts	(VAN HAAREN, THEMELIS, <i>et al.</i> , 2010) et (BOLDRIN, ANDERSEN, <i>et al.</i> , 2011)
	Déchets plastiques	(WOLLNY, DEHOUST, <i>et al.</i> , 2001), (ARENA, MASTELLONE, <i>et al.</i> , 2003b), (FINNVEDEN, JOHANSSON, <i>et al.</i> , 2005) et (MOBERG, FINNVEDEN, <i>et al.</i> , 2005)
	Boues de STEP (station d'épuration)	(PETERS et ROWLEY, 2009)
	Cendres d'incinération	(TOLLER, KÄRRMAN, <i>et al.</i> , 2009)
	Bouteilles en PET (polytéréphtalate d'éthylène)	(NAKATANI, FUJII, <i>et al.</i> , 2010)

Système et sous-système étudiés		Références
	Vêtements (fibres vestimentaires)	(WOOLRIDGE, WARD, <i>et al.</i> , 2006)
Les différentes technologies de traitement pour une même fraction de déchets	Stockage	(NIELSEN et HAUSCHILD, 1998), (MENARD, LESAGE, <i>et al.</i> , 2004), (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2007), (HAUSCHILD, OLSEN, <i>et al.</i> , 2008), (MANFREDI et CHRISTENSEN, 2009), (MANFREDI, NISKANEN, <i>et al.</i> , 2009) et (NISKANEN, MANFREDI, <i>et al.</i> , 2009)
	Incinération	(BERGSDAL, STROMMAN, <i>et al.</i> , 2005), (MORSELLI, BARTOLI, <i>et al.</i> , 2005), (RIBER, BHANDER, <i>et al.</i> , 2008), (SCIPIONI, MAZZI, <i>et al.</i> , 2009), (CHEN et CHRISTENSEN, 2010) et (TURCONI, BUTERA, <i>et al.</i> , 2011)
	Collecte et le traitement du biogaz	(MANFREDI, TONINI, <i>et al.</i> , 2009)
	Compostage (domestique ou industriel)	(BLENGINI, 2008), (CADENA, COLON, <i>et al.</i> , 2009), (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, <i>et al.</i> , 2009), (COLON, MARTINEZ-BLANCO, <i>et al.</i> , 2010), (MARTINEZ-BLANCO, COLON, <i>et al.</i> , 2010), (RIGAMONTI, GROSSO, <i>et al.</i> , 2010) et (HERMANN, DEBEER, <i>et al.</i> , 2011)
	Digestion anaérobie (méthanisation)	(EDELMAAN, SCHLEISS, <i>et al.</i> , 2000)
	Collecte des ordures ménagères résiduelles	(IRIARTE, GABARRELL, <i>et al.</i> , 2009) et (LARSEN, MERRILD, <i>et al.</i> , 2010)
	Recyclage	(ARENA, MASTELLONE, <i>et al.</i> , 2003b), (WOOLRIDGE, WARD, <i>et al.</i> , 2006) et (NAKATANI, FUJII, <i>et al.</i> , 2010)
	Traitement Mécano-Biologique	(HONG, WANG, <i>et al.</i> , 2006) et (ABELIOTIS, KALOGEROPOULOS, <i>et al.</i> , 2011)
	Valorisation énergétique	(CONSONNI, GIUGLIANO, <i>et al.</i> , 2005a), (CONSONNI, GIUGLIANO, <i>et al.</i> , 2005b), (WANICHPONGPAN et GHEEWALA, 2007), (DAMGAARD, RIBER, <i>et al.</i> , 2010) et (FRUERGAARD et ASTRUP, 2011)

- Méthodes de caractérisation *midpoint* utilisées et références associées

Méthodes de caractérisation utilisées	Références
EDIP 97	(FINNVEDEN, JOHANSSON, <i>et al.</i> , 2005), (MOBERG, FINNVEDEN, <i>et al.</i> , 2005), (HONG, WANG, <i>et al.</i> , 2006), (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2007), (MERRILD, DAMGAARD, <i>et al.</i> , 2008), (MANFREDI, NISKANEN, <i>et al.</i> , 2009), (BHANDER, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010), (DAMGAARD, RIBER, <i>et al.</i> , 2010), (ZHAO, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010), (ANDERSEN, BOLDRIN, <i>et al.</i> , 2011),...
CML	(BERGSDAL, STROMMAN, <i>et al.</i> , 2005), (CONSONNI, GIUGLIANO, <i>et al.</i> , 2005a), (CONSONNI, GIUGLIANO, <i>et al.</i> , 2005b), (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, <i>et al.</i> , 2009), (RIGAMONTI, GROSSO, <i>et al.</i> , 2009), (COLON, MARTINEZ-BLANCO, <i>et al.</i> , 2010), (HONG, LI, <i>et al.</i> , 2010), (MARTINEZ-BLANCO, COLON, <i>et al.</i> , 2010) ou encore (GIUGLIANO, CERNUSCHI, <i>et al.</i> , 2011)

- Méthodes de caractérisation *endpoint* utilisées et références associées

Méthodes de caractérisation utilisées	Références
Eco-indicator 95 ou 99	(EDELMANN, SCHLEISS, <i>et al.</i> , 2000), (DI MARIA et FANTOZZI, 2004), (CHAYA et GHEEWALA, 2007), (BRAMBILLA PISONI, RACCANELLI, <i>et al.</i> , 2009), (SCIPIONI, MAZZI, <i>et al.</i> , 2009), (ABDULI, NAGHIB, <i>et al.</i> , 2010), (KAUFMAN, KRISHNAN, <i>et al.</i> , 2010) et (VAN HAAREN, THEMELIS, <i>et al.</i> , 2010)
EDIP 2003	(WEIDEMA, WESNAES, <i>et al.</i> , 2006), (KHOO, LIM, <i>et al.</i> , 2010) et (KOCI et TRECAKOVA, 2011)

- Types de résultats des ACV déchets étudiées

Type de résultats	Références
La filière de traitement organique diminue significativement les impacts environnementaux de la filière	(BJORKLUND, BJUGGREN, <i>et al.</i> , 1999), (SONESSON, BJORKLUND, <i>et al.</i> , 2000), (WEIDEMA, WESNAES, <i>et al.</i> , 2006), (CHERUBINI, BARGIGLI, <i>et al.</i> , 2008), (LIAMSANGUAN et GHEEWALA, 2008a), (BANAR, COKAYGIL, <i>et al.</i> , 2009), (VILLENEUVE, MICHEL, <i>et al.</i> , 2009), (ABDULI, NAGHIB, <i>et al.</i> , 2010), (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010a), (KHOO, LIM, <i>et al.</i> , 2010), (TUNESI, 2010), (ABELIOTIS, KALOGEROPOULOS, <i>et al.</i> , 2011), (ANDERSEN, BOLDRIN, <i>et al.</i> , 2011), ...
Les filières de tri et/ou recyclage et/ou valorisation énergétique sont préférables d'un point de vue environnemental au traitement ultime (ISD ou incinération)	(FINNVEDEN et EKVALL, 1998), (SONESSON, BJORKLUND, <i>et al.</i> , 2000), (BECCALI, CELLURA, <i>et al.</i> , 2001), (ARENA, MASTELLONE, <i>et al.</i> , 2003b), (BUTTOL, MASONI, <i>et al.</i> , 2007), (CHRISTENSEN, BHANDER, <i>et al.</i> , 2007), (BLENGINI, 2008), (LIAMSANGUAN et GHEEWALA, 2008a), (BANAR, COKAYGIL, <i>et al.</i> , 2009), (FEO et MALVANO, 2009), (MANFREDI, NISKANEN, <i>et al.</i> , 2009), (TOLLER, KÄRRMAN, <i>et al.</i> , 2009),...
La filière incinération est plus favorable d'un point de vue environnemental que le stockage des déchets en ISD sans prise en compte de l'hypothèse de la séquestration du carbone biogénique	(ARENA, MASTELLONE, <i>et al.</i> , 2003a), (WEIDEMA, WESNAES, <i>et al.</i> , 2006), (EMERY, DAVIES, <i>et al.</i> , 2007), (CHERUBINI, BARGIGLI, <i>et al.</i> , 2008), (KAPLAN, RANJITHAN, <i>et al.</i> , 2009), (PETERS et ROWLEY, 2009), (BAHOR, VAN BRUNT, <i>et al.</i> , 2010), (KHOO, LIM, <i>et al.</i> , 2010), (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010),...

- Objet des analyses de sensibilité réalisées dans les ACV déchets étudiées

Objet de l'analyse de sensibilité	Références
Hypothèse de substitution de production de chaleur : charbon ou biocombustibles	(SONESSON, BJORKLUND, <i>et al.</i> , 2000)
Évolution de la quantité et de la composition du gisement de déchets étudié	(WINKLER, 2005), (RIGAMONTI, GROSSO, <i>et al.</i> , 2009), (HANANDECH et EL-ZEIN, 2010b) et (TURCONI, BUTERA, <i>et al.</i> , 2011)
Utilisation de sacs poubelles recyclés	(BLENGINI, 2008) et (ZHAO, WANG, <i>et al.</i> , 2009)
Distance de transport entre la collecte et les installations de traitement	(BEIGL et SALHOFER, 2004), (IRIARTE, GABARRELL, <i>et al.</i> , 2009), (PETERS et ROWLEY, 2009), (MARTINEZ-BLANCO, COLON, <i>et al.</i> , 2010), (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010) et (BOLDRIN, ANDERSEN, <i>et al.</i> , 2011)
Collecte du biogaz et le taux de recyclage	(KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2007), (WANICHPONGPAN et GHEEWALA, 2007), (MANFREDI, NISKANEN, <i>et al.</i> , 2009), (ZHAO, DER VOET, <i>et al.</i> , 2009), (ANDERSEN, BOLDRIN, <i>et al.</i> , 2011) et (VERGARA, DAMGAARD, <i>et al.</i> , 2011)
Potentiel méthanogène et le phénomène d'oxydation du méthane	(MANFREDI, NISKANEN, <i>et al.</i> , 2009)
Diminution de la quantité de déchets plastiques et le taux de recyclage	(ZHAO, WANG, <i>et al.</i> , 2009)
Pays fournisseur d'énergie électrique	(NAKATANI, FUJII, <i>et al.</i> , 2010) et (ERIKSSON, REICH, <i>et al.</i> , 2005)

Hypothèses de substitution concernant la valorisation énergétique ou matière	(BOVEA, IBANEZ-FORES, <i>et al.</i> , 2010), (HANANDEH et EL-ZEIN, 2010), (ZHAO, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010), (BERNSTAD et LA COUR JANSEN, 2011), (BOLDRIN, ANDERSEN, <i>et al.</i> , 2011), (FRUERGAARD et ASTRUP, 2011) et (TURCONI, BUTERA, <i>et al.</i> , 2011)
Taux de valorisation énergétique	(KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2006b), (HAUSCHILD, OLSEN, <i>et al.</i> , 2008), (SCIPIONI, MAZZI, <i>et al.</i> , 2009), (HONG, LI, <i>et al.</i> , 2010), (INABA, NANSAI, <i>et al.</i> , 2010), (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010) et (TUNESI, 2010)
Efficacité de la collecte	(RIGAMONTI, GROSSO, <i>et al.</i> , 2009), (HANANDEH et EL-ZEIN, 2010) et (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010)
Pouvoir fertilisant du compost	(EDELMAAN, SCHLEISS, <i>et al.</i> , 2000) et (ANDERSEN, BOLDRIN, <i>et al.</i> , 2011)
Techniques de valorisation du biogaz	(BJORKLUND, BJUGGREN, <i>et al.</i> , 1999)
Subjectivité liée à l'utilisation du logiciel en fonction de la personne qui réalise l'évaluation sur le logiciel concerné	(SKORDILIS, 2004)
Taux de matière organique dans les déchets à composter	(AYE et WIDJAYA, 2006) et (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2006b)
Efficacité du procédé de tri	(ZHAO, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010)
Bases de données utilisées	(BOVEA, IBANEZ-FORES, <i>et al.</i> , 2010) et (PIRES, CHANG, <i>et al.</i> , 2011)
Hypothèses faites (taux de collecte du biogaz, efficacité et taux de recyclage)	(ZHAO, HUPPES, <i>et al.</i> , 2011)

- Méthodes de comptabilisation des émissions de carbone biogénique des ACV déchets étudiées

Comptabilisation du carbone biogénique	Références
Pas de précision sur la comptabilisation des émissions de carbone biogénique	(WEITZ, BARLAZ, <i>et al.</i> , 1999), (EDELHANN, SCHLEISS, <i>et al.</i> , 2000), (SKORDILIS, 2004), (AYE et WIDJAYA, 2006), (OZELER, YETIS, <i>et al.</i> , 2006), (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2007), (KLANG, VIKMAN, <i>et al.</i> , 2008), (BRAMBILLA PISONI, RACCANELLI, <i>et al.</i> , 2009), (FEO et MALVANO, 2009), (BHANDER, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010), (LARSEN, MERRILD, <i>et al.</i> , 2010), (KOCI et TRECAKOVA, 2011), (TURCONI, BUTERA, <i>et al.</i> , 2011),...
Émissions de carbone biogénique = neutres (sans impact sur le changement climatique)	(ARENA, MASTELLONE, <i>et al.</i> , 2003a), (FINNVEDEN, JOHANSSON, <i>et al.</i> , 2005), (MOBERG, FINNVEDEN, <i>et al.</i> , 2005), (LEE, CHOI, <i>et al.</i> , 2007, CHERUBINI, BARGIGLI, <i>et al.</i> , 2008), (MERRILD, DAMGAARD, <i>et al.</i> , 2008), (FALLAHA, MARTINEAU, <i>et al.</i> , 2009), (MANFREDI, TONINI, <i>et al.</i> , 2009), (INABA, NANSAI, <i>et al.</i> , 2010), (MANFREDI, TONINI, <i>et al.</i> , 2010), (ANDERSEN, BOLDRIN, <i>et al.</i> , 2011), (GIUGLIANO, CERNUSCHI, <i>et al.</i> , 2011),...
Carbone séquestré comptabilisé de façon négative	(MANFREDI et CHRISTENSEN, 2009), (PETERS et ROWLEY, 2009), (RIGAMONTI, GROSSO, <i>et al.</i> , 2009), (BAHOR, VAN BRUNT, <i>et al.</i> , 2010), (COLON, MARTINEZ-BLANCO, <i>et al.</i> , 2010), (MANFREDI, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010), (VAN HAAREN, THEMELIS, <i>et al.</i> , 2010), (ZHAO, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010), (BERNSTAD et LA COUR JANSEN, 2011), (FRUERGAARD et ASTRUP, 2011), (GENTIL, GALLO, <i>et al.</i> , 2011), (HERMANN, DEBEER, <i>et al.</i> , 2011), (MARTINEZ-BLANCO, MUNOZ, <i>et al.</i> , 2011) et (PIRES, CHANG, <i>et al.</i> , 2011)
Comptabilisation des émissions de carbone biogénique neutres et considération de la séquestration en impact évité	(HANSEN, BHANDER, <i>et al.</i> , 2006), (KIRKEBY, BIRGISDOTTIR, <i>et al.</i> , 2006b), (CHRISTENSEN, BHANDER, <i>et al.</i> , 2007), (BLENGINI, 2008), (HANANDECH et ZEINB, 2011) et (VERGARA, DAMGAARD, <i>et al.</i> , 2011).

- Justification de la non évaluation de la toxicité dans les ACV déchets étudiées

Justification de la non évaluation de la toxicité	Références
Évaluation la toxicité par l'intermédiaire des catégories d'impacts « production de déchets dangereux » et/ou « émissions de métaux lourds »	(AL-SALEM et LETTIERI, 2009), (VILLENEUVE, MICHEL, <i>et al.</i> , 2009)
Précision de l'auteur quant à la non intégration des catégories d'impacts toxicité et écotoxicité à leur évaluation mais sans justifier ce choix	(SCHMIDT, HOLM, <i>et al.</i> , 2007) et (ZHAO, CHRISTENSEN, <i>et al.</i> , 2010)
Aucune justification de la non évaluation de la toxicité	(ARENA, MASTELLONE, <i>et al.</i> , 2003b), (MENDES, ARAMAKI, <i>et al.</i> , 2004), (HONG, WANG, <i>et al.</i> , 2006), (KHOO, LIM, <i>et al.</i> , 2010), (MILIUTE et KAZIMIERAS STANISKIS, 2010), (BERNSTAD et LA COUR JANSEN, 2011) et (ERIKSSON et BISAILLON, 2011),

ANNEXE 5 : CONSTRUCTION DU TRANSFERT EAU DOUCE LOCALE A EAU DOUCE GLOBALE

Le transfert entre l'eau douce locale et l'eau douce globale peut être assimilé au débit transféré entre ces deux compartiments environnementaux. Pour construire ce transfert inexistant, nous nous sommes basés sur la construction des transferts d'eau. Le transfert entre l'eau douce locale et l'eau douce globale est calculé de la façon suivante :

$$Q_{\text{eau douce locale} \rightarrow \text{eau douce globale}} = (P_{\text{eau douce locale}} + R_{\text{sols naturels}} + R_{\text{sols agricoles}} + R_{\text{autres sols}}) \times \%_{\text{eau douce échangée entre locale et globale}}$$

Avec :

- $Q_{\text{eau douce locale} \rightarrow \text{eau douce globale}}$: le flux d'eau douce transférée du compartiment eau douce locale au compartiment eau douce globale (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- $P_{\text{eau douce locale}}$: les précipitations entrant dans le compartiment eau douce locale (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- $R_{\text{sols naturels}}$: le débit d'eau douce ruisselant issu des sols naturels (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- $R_{\text{sols agricoles}}$: le débit d'eau douce ruisselant issu des sols agricoles (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- $R_{\text{sols industriels}}$: le débit d'eau douce ruisselant issu des sols industriels (en $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$) ;
- $\%_{\text{eau douce échangée entre locale et globale}}$: la fraction d'eau douce échangée entre les échelles locales et globale.

ANNEXE 6 : ANALYSE DE SENSIBILITE DES PARAMETRES SPATIAUX DU MODELE USETOX

L'analyse de sensibilité des paramètres spatiaux vise à déterminer les paramètres sensibles pour lesquels la recherche de donnée doit être rigoureuse. Pour les autres paramètres (les non sensibles), la valeur par défaut renseignée dans le modèle USEtox peut être utilisée.

Pour réaliser cette analyse de sensibilité, nous avons fait varier les paramètres territorialisés de leur valeur minimale à leur valeur maximale. L'écart entre les résultats correspondants à ces variations et le résultat obtenu avec la valeur par défaut est ensuite analysé. Lorsque la modification d'un paramètre territorialisé modifie au moins deux valeurs de la matrice des coefficients de transferts, nous avons estimé que celui-ci était sensible.

Un premier travail de recherche des extremums des paramètres territorialisé est réalisé :

Paramètre territorialisé	Valeur minimale	Valeur maximale	Dépendance des paramètres
Fraction eau douce	0,004	0,03	Paramètres dépendants (somme =1)
Fraction sols naturels	0,09	0,42	
Fraction sols agricoles	0,43	0,85	
Fraction autres sols	0,06	0,14	
Fraction infiltration	0,05	0,45	Paramètres dépendants (somme =0,5)
Fraction ruissellement	0,05	0,45	
Température	9,5	15,5	Paramètre indépendant
Vitesse du vent	1,36	3,5	Paramètre indépendant
Taux de précipitations	667	1480	Paramètre indépendant
Profondeur eau douce	2,5	25	Paramètre indépendant
Fraction eau douce échangée L à G	0,32	0,9	Paramètre indépendant
Érosion	0,03	20	Paramètre indépendant

Dans un second temps, nous avons défini une technique de codage par ligne et colonne les transferts entre les compartiments environnementaux, utile pour le calcul des écarts entre les coefficients de transfert pour les compartiments air installation (air U) et air local (air C).

		Compartiments d'émission										
Compartiments de réception		Air U	Air C	Eau douce C	Eau sale C	Sols Naturels C	Sols Agricoles C	Air G	Eau douce G	Eau salée G	Sols naturels G	Sols Agricoles G
	Air U	(0;0)	(1;0)	(2;0)	(3;0)	(4;0)	(5;0)	(6;0)	(7;0)	(8;0)	(9;0)	(10;0)
	Air C	(0;1)	(1;1)	(2;1)	(3;1)	(4;1)	(5;1)	(6;1)	(7;1)	(8;1)	(9;1)	(10;1)
	Eau douce C	(0;2)	(1;2)	(2;2)	(3;2)	(4;2)	(5;2)	(6;2)	(7;2)	(8;2)	(9;2)	(10;2)
	Eau sale C	(0;3)	(1;3)	(2;3)	(3;3)	(4;3)	(5;3)	(6;3)	(7;3)	(8;3)	(9;3)	(10;3)
	Sols Naturels C	(0;4)	(1;4)	(2;4)	(3;4)	(4;4)	(5;4)	(6;4)	(7;4)	(8;4)	(9;4)	(10;4)
	Sols Agricoles C	(0;5)	(1;5)	(2;5)	(3;5)	(4;5)	(5;5)	(6;5)	(7;5)	(8;5)	(9;5)	(10;5)
	Air G	(0;6)	(1;6)	(2;6)	(3;6)	(4;6)	(5;6)	(6;6)	(7;6)	(8;6)	(9;6)	(10;6)
	Eau douce G	(0;7)	(1;7)	(2;7)	(3;7)	(4;7)	(5;7)	(6;7)	(7;7)	(8;7)	(9;7)	(10;7)
	Eau sale G	(0;8)	(1;8)	(2;8)	(3;8)	(4;8)	(5;8)	(6;8)	(7;8)	(8;8)	(9;8)	(10;8)
	Sols Naturels G	(0;9)	(1;9)	(2;9)	(3;9)	(4;9)	(5;9)	(6;9)	(7;9)	(8;9)	(9;9)	(10;9)
	Sols Agricoles G	(0;10)	(1;10)	(2;10)	(3;10)	(4;10)	(5;10)	(6;10)	(7;10)	(8;10)	(9;10)	(10;10)

À partir de ce système de codage, nous avons calculé les écarts suivant la formule suivante :

$$\text{Écart} = \text{ABS}(k_{\text{minimum}} - k_{\text{défaut}}) + \text{ABS}(k_{\text{maximum}} - k_{\text{défaut}})$$

Seuls les écarts des compartiments air installation et air local ont été calculé dans la mesure où l'émission se produit dans l'émission et que seuls les paramètres de ces boîtes environnementales ont été changés (boîtes urbaine et locale), soient les cellules codées (0 ;0), (0 ;1), (0 ;2)... et les cellules (1 ;0), (1 ;1), (1 ;2)...

Les résultats concernant les écarts sont disponibles dans le tableau suivant

	Température	Vitesse du vent	Précipitations	Profondeur eau douce	Fraction d'eau échangée	Érosion	Infiltration/r uissement	Fraction eau douce	Fraction sols naturels	Fraction sols agricoles	Fraction autres sols
Cell (0;0)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;0)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;2)	0	0	0	$4,8.10^5$	0	0	0	$3,7.10^5$	3.10^6	1.10^5	1.10^6
Cell (0;0)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;2)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;3)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;3)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;4)	$1,3.10^5$	0	$3,3.10^3$	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;5)	$1,3.10^5$	0	$3,3.10^3$	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;5)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;6)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;6)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;7)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;7)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;8)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1; 8)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;9)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;9)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (0;10)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cell (1;10)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

À la lecture de ce tableau de résultats, nous pouvons identifier les paramètres température et précipitations comme étant des paramètres sensibles (variations d'au moins deux coefficients du devenir).

ANNEXE 7 : FACTEUR D'EXTRAPOLATION ENTRE LES DIFFERENTES
ESPECES POUR LE CAS DU POIDS MOYEN

Type	Facteur d'extrapolation _{inter-espèces} (AF _a)(-)	Poids moyen (BW) (en kg)
Humain	1,0	70
Porc	1,1	48
Chien	1,5	15
Singe	1,9	5
Chat	1,9	5
Lapin	2,4	2
Poule	2,6	1,6
Vison	2,9	1
Cochon d'Inde	3,1	0,750
Rat	4,1	0,250
Hamster	4,9	0,125
Gerbille (petit rongeur)	5,5	0,075
Souris	7,3	0,025

ANNEXE 8 : DETERMINATION DES PARAMETRES DIMENSIONS DE L'ILLE-ET-VILAINE

Dans la base de données CORINE LAND COVER, il est possible d'obtenir les informations suivantes relatives aux dimensions du département 35 :

	Sum_surface_ha	Surface_km ²	Pourcentage occupation du sol
Autres sols	48 866	489	5
Sols Agricoles	738 462	7 385	81
Sols Naturels	77 762	778	9
Eau Douce	4 000	40	1
Eau salée	39 366	394	4
Total	908 457	9 085	100

Dans les paramètres Dimension du modèle USEtox, il est nécessaire de renseigner une superficie maritime et une superficie terrestre (regroupant les différentes fractions de sols ainsi que la fraction d'eau douce).

Pour l'exemple du département de l'Ille-et-Vilaine, les répartitions mer/terre sont les suivantes :

- Superficie maritime : 4% (par rapport à la surface totale de 9 085 km²)
- Superficie terrestre : 96%

Ensuite, cette superficie terrestre est répartie en fonction des différentes fractions de sols et de la fraction d'eau douce (pour une superficie totale ne comprenant pas la superficie d'eau salée) :

- Sols industriels : 5,5%
- Sols agricoles : 85%
- Sols naturels : 9%
- Eau douce : 0,5%

ANNEXE 9 : DETERMINATION DES PARAMETRES DIMENSIONS DES BOUCHES-DU-RHONE

Dans la base de données CORINE LAND COVER, il est possible d'obtenir les informations suivantes relatives aux dimensions du département 13 :

	Sum_surface_ha	Surface_km ²	Pourcentage occupation du sol
Autres sols	78 062	781	10
Sols Agricoles	242 022	2 420	33
Sols Naturels	236 561	2 366	32
Eau Douce	13 008	130	2
Eau salée	174 099	1 741	23
Total	743 752	7 437	100

Pour l'exemple du département des Bouches-du-Rhône, les répartitions mer/terre sont les suivantes :

- Superficie maritime : 23% (par rapport à la surface totale de 7 437 km²)
- Superficie terrestre : 77%

Ensuite, cette superficie terrestre est répartie en fonction des différentes fractions de sols et de la fraction d'eau douce (pour une superficie totale ne comprenant pas la superficie d'eau salée) :

- Sols industriels : 14%
- Sols agricoles : 42 %
- Sols naturels : 42%
- Eau douce : 2%

ANNEXE 10 : CHARTRE DE PRINCIPES POUR LA CONDUITE DU FOCUS GROUP

Contexte du projet de recherche :

Ce projet de recherche s'insère dans une thèse qui vise à développer une méthodologie d'évaluation locale de la toxicité et des odeurs et à intégrer les résultats de cette évaluation dans un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers.

La gestion des déchets ménagers est une responsabilité des collectivités territoriales qui sont actuellement menacées par un risque de saturation des installations de traitement des déchets ménagers. Cette pénurie de moyens de traitement est la résultante à la fois de la réduction de la capacité globale de traitement des installations existantes (fin de vie des installations existantes, mise aux normes, etc...) et, de manière concomitante, du faible nombre d'installations nouvelles se mettant en place. Ceci est lié à un contexte social rarement favorable à la construction et à l'exploitation de nouvelles installations. Les dommages à la santé et la qualité de vie font partie de la panoplie d'arguments utilisés par les opposants. Ils craignent en particulier, les possibles nuisances olfactives générées par les installations de traitement des déchets qui détérioreraient leur qualité de vie. Leur démarche d'opposition est basée sur des retours d'expérience des différentes installations existantes sur le territoire français et suscitant de nombreuses plaintes et mécontentements de la part des riverains. La difficulté de la gestion des déchets ménagers est de concilier les critères et contraintes économiques, techniques, sociétaux et environnementaux, dont la plupart dépendent des contextes politiques et culturels du lieu et du moment. Il s'agit alors de répondre à la fois à un intérêt général du traitement des déchets posé à l'échelle de la collectivité et un intérêt particulier d'une installation génératrice de nuisances posé au niveau des riverains.

Pour intégrer les considérations environnementales à leurs décisions, les décideurs locaux utilisent des outils d'évaluation environnementale tels que l'Empreinte Écologique, le Bilan Carbone ou encore l'Analyse du Cycle de Vie (ACV). Au regard de sa capacité à évaluer des enjeux globaux et multiples, l'ACV est actuellement l'outil le plus utilisé par les décideurs publics. L'ACV évalue les impacts environnementaux d'un système tout au long de son cycle de vie. Cette évaluation est réalisée au travers d'un bilan matière et énergie du système.

Dans la majeure partie des études environnementales menées dans le cadre d'un processus décisionnel de gestion des déchets ménagers, la quantification des impacts environnementaux se fait sans tenir compte des conditions locales du milieu. Or la considération de ces conditions locales se révèle être très importante dans le cadre de l'évaluation des impacts locaux tels que l'acidification ou la toxicité (atteinte à la santé humaine). En effet, la mise en contexte des impacts environnementaux potentiels avec le milieu physique et social donne sens à l'outil d'évaluation comme levier pour un débat local et répond de fait très fortement aux demandes des différentes parties prenantes des débats publics.

Le travail de recherche mené au sein d'Irstea (anciennement Cemagref) pendant les deux premières années de la thèse a permis de mettre au point une méthodologie d'évaluation des

impacts locaux de la gestion des déchets ménagers, prenant en charge les questions de la toxicité et les odeurs.

Pour compléter ce travail de recherche une mise en situation de l'outil permettrait d'en tester les fonctionnalités. Pour ce faire, nous souhaitons organiser un retour auprès des acteurs et nous aimerions vous inviter à y participer.

Forme et objectifs de ce retour auprès des acteurs

Ce retour auprès des acteurs prendra la forme d'une discussion d'une durée de 2 ou 3 heures où chacun pourra apporter son impression et son ressenti sur la méthodologie proposée. Le principal objectif de cette discussion est d'étudier la mise en situation, au sein d'un processus décisionnel, de l'outil développé. Il s'agit de déterminer quels sont les apports de la méthodologie développée sur le contenu de la discussion publique. En d'autres termes, il s'agit de déterminer en quoi la mise en œuvre de cet outil d'évaluation construit ou non des positions, fait bouger ou pas des curseurs et au final participe à la décision ou plus encore à son positionnement par rapport à la décision.

Modalités de construction et de conduite de notre discussion :

Nous aimerions conduire cette discussion dans le courant du mois de septembre ou début octobre afin de restituer ces résultats au cours du colloque Ecotechs 2012 qui se tient les 25 et 26 Octobre 2012 à Montoldre dans l'Allier. Cette note de cadrage doit permettre aux participants de connaître les grands éléments de contexte du projet et les objectifs du dispositif.

La première partie de cette discussion sera dédiée à la présentation de la méthodologie développée au cours de la thèse et illustrée par la comparaison des impacts environnementaux potentiels d'une installation de Traitement Mécano-Biologique (avec méthanisation et compostage) à ceux d'une usine d'incinération. Les résultats de l'évaluation environnementale traditionnelle vous seront présentés et discutés.

Dans un second temps, la même évaluation environnementale avec un zoom complémentaire sur les impacts toxicité et odeurs vous sera présentée et également discutée. L'objectif de ces deux restitutions distinctes est de déterminer quels sont les effets de l'évaluation des impacts locaux sur la prise de décision. En d'autres termes, nous souhaitons mesurer *in vivo* si une évaluation environnementale plus complète, quantifiant la question des odeurs et de la toxicité, modifie le regard des participants sur les enjeux et pourrait entraîner une modification des stratégies de réflexion.

Enfin, nous aborderons différents thèmes pour répondre à l'objectif principal de cette discussion. Cette discussion sera animée par un médiateur qui a l'habitude de conduire ce genre de réunion. Pour amorcer la discussion et déterminer des pistes de réflexion, différentes thématiques ont été définies :

- Thème 1 : Évaluation des impacts locaux
- Thème 2 : Appropriation des résultats par les acteurs locaux

- Thème 3 : Aide à la décision
- Thème 4 : Prise de décision

Chaque thème sera décliné en questions afin d'amener les participant à répondre à l'objectif principal.

Une note complémentaire présentant un séquençage plus détaillé de la discussion vous sera fournie. Elle donnera également des éléments de contexte des deux situations qui feront l'objet des évaluations environnementales, cela pour diminuer autant faire ce peut le caractère artificiel de ce genre d'exercice. Pour autant, il est aisé de comprendre que cette pratique est la seule possible dès lors qu'on tente d'investir des terrains conflictuels, comme ceux souvent à l'œuvre dès quand il s'agit d'implantation d'installations de traitement de déchets. Dans ces cas d'espèce, la charge contentieuse et les enjeux sont souvent trop forts pour permettre une observation sereine. La discussion avec les acteurs reste alors une des seules solutions pour capitaliser sur des retours d'expérience.

ANNEXE 11 : LISTE DES QUESTIONS ELABOREES EN FONCTION DES THEMES DEFINIS

Thèmes	Questions
Évaluation des impacts locaux	<p>D'après-vous et parmi les catégories d'impacts évaluées (énumération à la question suivante), quelles sont celles qui ont un effet à l'échelle locale ?</p> <p>D'après vous, est-ce que les catégories d'impacts suivantes représentent des enjeux de la gestion des déchets ménagers ? Et pourquoi ?</p> <ul style="list-style-type: none"> - Le changement climatique ; - L'acidification ; - L'eutrophisation ; - La toxicité ; - L'écotoxicité. <p>Parmi les catégories suivantes (qui ne sont pas évaluées dans le présent cas d'étude), en qualifierez-vous une ou plusieurs d'enjeux de la gestion des déchets ?</p> <ul style="list-style-type: none"> - Épuisement des ressources - Déplétion de la couche d'ozone - Pollution photochimique
Appropriation des résultats par les acteurs locaux	<p>Selon vous et au regard des résultats présentés, quelle(s) catégorie(s) d'impact(s) est (sont) la (les) plus significative(s) de l'impact de la filière de traitement ?</p> <p>Pour quelles(s) raison(s) ?</p> <p>Selon vous et au regard de ces résultats, quelle filière est préférable d'un point de vue environnemental ?</p>
Aide à la décision	<p>Existe-t-il d'autres catégories d'impacts (environnementale ou non), qu'il serait pertinent d'ajouter à l'évaluation pour aider la prise de décision ?</p> <p>Selon vous, quelles catégories d'impact de l'évaluation ont contribué à votre décision ?</p> <p>Quels éléments des résultats aident à la décision ?</p>
Prise de décision	<p>Quels éléments de l'évaluation vous ont permis d'arriver à la décision prise ? (« qu'est-ce qui a fait pencher la balance » ?)</p> <p>Pour prendre une décision, est-ce, inconsciemment additionnez-vous les résultats d'impacts environnementaux entre eux où bien ciblez-vous votre attention sur la catégorie d'impact qui vous semble la plus importante ?</p>

ANNEXE 12 : LISTE DES ACTEURS SOLLICITES ET LEUR FONCTION

- Christine ALLAIN - ANDRÉ : Conseil Général de l'Ille et Vilaine (absente) ;
- Bernard BEGNAUD : ADEME (absent) ;
- Sophie CAHEN : Conseil Général Ille et Vilaine (présente) ;
- Astrid CONTREMOULIN : Conseil Général du Finistère (absente) ;
- Claire DÉCHAUX : riverain vivant à proximité d'une installation de traitement (présente) ;
- Nathalie GAILLARD : Rennes Métropole (absente) ;
- Olivier GEGADEN : Conseil Général des Côtes d'Armor (absent) ;
- Vincent GEMIN : Conseil Général du Morbihan (absent) ;
- Pascal MALLARD : DREAL Bretagne (présent) ;
- Marie MARGERY : SICTOM des Forêts (absente) ;
- Véronique MARIE : ADEME Bretagne (présente) ;
- Paul PEGEAUD : Eaux et Rivières de Bretagne (présent).

ANNEXE 13 : VALORISATION DES TRAVAUX DE THESE

Communications orales :

- « *Odour and Life Cycle Assessment: a proposal of local assessment* » Environmental and integrated assessment of complex systems, Biosystems - Water - Land Management - ECOTECH AND TOOLS (30 November to 2 December 2011, Montpellier, FRANCE) ;
- « *Local assessment of odours and toxicity in Life Cycle Assessment* » Securing a sustainable future: integrating sciences, policy and people - 6th SETAC World Congress (20 to 24 May 2012, Berlin, GERMANY) ;
- « *Assessment of local impacts of waste management using Life Cycle Assessment* » Global assessment for organic resources and waste management - ORBIT 2012 (12 to 15 June 2012, Rennes, FRANCE) ;
- « *ACV et différenciation spatiale : quelle réception par les acteurs au travers d'un focus group ?* » Évaluation environnementale et ACV : quels usages par les acteurs publics et privés ? - ECOTECHS'2012 (25 et 26 Octobre 2012, Montoldre, FRANCE) ;

Publications :

- Marchand, M. Aissani, A. and al. : « *Odour and Life Cycle Assessment: a proposal of local assessment* » Waste and Biomass Valorization (parue) ;
- Marchand, M. Aissani, A. et al. : « *Évaluation de la toxicité liée à la gestion des déchets ménagers au travers de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et de USEtox* » Techniques Sciences Méthodes (acceptée) ;