

RAPPORT D'ÉTUDE

24/11/2011

N° INERIS- DRC 11-109446-00724B-

**Évaluation de l'impact sanitaire et
environnemental des filières de traitement des
déchets ménagers et assimilés : état de l'art et
améliorations possibles**

INERIS

maîtriser le risque |
pour un développement durable |

EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES : ETAT DE L'ART ET AMELIORATIONS POSSIBLES

Rapport réalisé pour le Ministère de l'Ecologie du Développement Durable et de l'Energie (MEDDE)

Liste des personnes ayant participé à l'étude : Clémentine DESREUMAUX, Isabelle ZDANEVITTCH et Marc DURIF

PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Etant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous sa seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

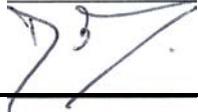
	Rédaction	Vérification	Approbation
N	Sébastien DENYS	Céline BOUDET	Marine RAMEL
Qualité	Ingénieur de l'unité Impact Sanitaire et Exposition	Responsable de l'unité Impact Sanitaire et Exposition	Responsable du pôle RISK
Visa			

TABLE DES MATIÈRES

1. RESUME.....	7
2. INTRODUCTION.....	8
3. ETAT DE L'ART DE L'EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES.....	10
3.1 DEFINITION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS	10
3.1.1 DESCRIPTION DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES EN FRANCE.....	10
3.1.2 NATURE DES EMISSIONS ATMOSPHERIQUES.....	12
3.1.3 VOIES D'EXPOSITION AUX EMISSIONS.....	18
3.1.4 DONNEES TOXICOLOGIQUES SUR LES POLLUANTS EMIS.....	19
3.2 METHODES D'EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL ET SANITAIRE DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES.....	22
3.2.1 ETUDES EPIDEMIOLOGIQUES	22
3.2.2 1ETUDES D'IMPREGNATION.....	24
3.2.3 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE	26
3.2.4 L'EVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES	28
3.2.5 BILAN	32
4. ANALYSE ET PROPOSITION D'AMELIORARION DES OUTILS D'EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES : RETOUR D'EXPERIENCE SUR L'UTILISATION DES OUTILS D'EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL.....	33
4.1.1 LIMITES DES ETUDES EPIDEMIOLOGIQUES ET ETUDES D'IMPREGNATION.....	33
4.1.2 ANALYSE DU CYCLE DE VIE ET EVALUATION QUANTITATIVE DU RISQUE SANITAIRE	34
4.1.3 RETOUR D'EXPERIENCE SUR LA REALISATION DES EVALUATIONS DES RISQUES SANITAIRES DANS LES ETUDES D'IMPACT (ERSEI). 37	
4.1.4 L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES DE LA FILIERE METHANISATION	43
4.1.5 BILAN	44
5. PERSPECTIVES D'AMELIORATION.....	48

5.1	AMELIORATION DE LA CARACTERISATION DES EMISSIONS DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES DMA	48
5.1.1	EVOLUTION DE LA REGLEMENTATION	48
5.1.2	RETOUR D'EXPERIENCE SUR LES POLLUANTS TRACEURS EMIS ..	48
5.1.3	PRIVILEGIER LA MESURE A LA MODELISATION	50
5.1.4	METHODES DE SURVEILLANCE AUTOUR DES SITES DE TRAITEMENT DES DECHETS	52
5.1.5	PROPOSITION D'UN PLAN DE SURVEILLANCE AUTOUR DES UNITES DE TRAITEMENT DES DECHETS	54
5.2	AMELIORATION DE LA QUALITE DES EVALUATIONS DES RISQUES SANITAIRES POUR LES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS ..	55
5.2.1	PRISE EN COMPTE DU RISQUE « PARTICULES ».....	55
5.2.2	PRISE EN COMPTE DU RISQUE « BIOAEROSOLS »	56
5.2.3	PRISE EN COMPTE DE LA FILIERE DE METHANISATION	57
5.2.4	PRISE EN COMPTE DES CENTRES MULTI-FILIERES.....	58
5.2.5	MISE EN PLACE DE FICHES SECTORIELLES.....	58
5.3	IMPLICATION DE LA POPULATION ET PROPOSITIONS DE COMMUNICATION.....	59
5.3.1	LA PERCEPTION DU RISQUE SANITAIRE LIE AUX DECHETS	59
5.3.2	PROPOSITIONS DE COMMUNICATION AUPRES DU PUBLIC	60
6.	UNE APPROCHE COMPARATIVE DES RISQUES SANITAIRES PEUT-ELLE ECLAIRER LES DEBATS PUBLICS ?.....	62
7.	CONCLUSIONS ET LIMITES DE L'ETUDE	65
8.	BIBLIOGRAPHIE.....	67
8.1	RAPPORTS CITES	67
8.2	TEXTES REGLEMENTAIRES.....	72
9.	LISTE DES ANNEXES.....	74

GLOSSAIRE

ACV : Analyse du Cycle de Vie

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

AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments

ANR : Agence Nationale de Recherche

ASTEE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement

ATSDR : Agency for Toxic Substances and Disease Registry

BPCO : Broncho-Pneumopathie Chronique Obstructive

Cire : Cellule interrégionale d'épidémiologie

COT : carbone organique total

COV : composés organiques volatils

DAE : Demande d'Autorisation d'Exploiter

DGS : Direction Générale de la Santé

DMA : Déchet Ménager et Assimilé

EI : Etude d'Impact

EPER : European Pollutant Emission Register

E-PRTR : European Pollutant Release and Transfer Register

EQRS : Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

ERI : Excès de Risque Individuel

ERS : Evaluation des Risques Sanitaires

ERSEI : Evaluation des Risques Sanitaires dans le cadre des Etudes d'Impact

ETM : Eléments Traces Métalliques

FFOM : Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères

FNADE : Fédération Nationale des Activités de la Dépollution et de l'Environnement

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HAPH : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques Halogénés

HC : Hydrocarbures

ICPE : Installations classées pour la Protection de l'Environnement

INRS : Institut National de Recherche et de Sécurité

ISDND : Installation de Stockage des Déchets Non Dangereux

InVS : Institut national de Veille Sanitaire

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

IPPC : Integrated Pollution Prevention and Control

iREP : Registre français des Emissions Polluantes

IRSN : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire

ISO : International Organization for Standardization

I-TEQ : Equivalents Toxiques Internationaux

LOAL : Lowest Observed Adverse Effect Level

MEEDDM : Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer

NIMBY : Not In My Back Yard

NOAEL : No Observed Adverse Effect Level

NRC : National Research Council

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PCB : PolyChloroBiphényles

PCDD/F : PolyChloro-Dibenzo-p-Dioxines et PolyChloro-Dibenzo-Furannes

PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁, PM_{0,1} : Particulate Matter = poussières de diamètre aérodynamique inférieur à 10µm, 2,5µm, 1 µm, 0,1µm

PNSE : Plan National Santé-Environnement

PRECODD : Programme de Recherche ECOtechnologique et Développement Durable

PRTR : Pollutant Release and Transfer Register

PUF : Particules Ultra-Fines

QD : Quotient de Danger

RECORD : REseau Coopératif de Recherche sur les Déchets

REFIOM : Résidus d'Épuration des Fumées issues de l'Incinération des Ordures Ménagères

SCE : Schéma Conceptuel d'Exposition

SETAC : Society of Environmental Toxicity And Chemistry

SFSP : Société Française de Santé Publique

STPO : Syndrome Toxique par surcharge en Poussières Organiques

UFC : Unité Formant Colonie

UIOM : Unité d'Incinération des Ordures Ménagères

US EPA : United States Environmental Protection Agency

VLE : Valeur Limite d'Exposition

VTR : Valeur Toxicologique de Référence

1. RESUME

La gestion des déchets ménagers et assimilés (DMA) est une problématique importante pour les collectivités. Les installations de traitement sont à l'origine de rejets atmosphériques, liquides et parfois solides, facteurs de nuisances et d'impacts potentiels sur la santé et l'environnement. La toxicité de certaines substances émises par ces installations est avérée et l'homme peut être exposé à ces polluants de multiples manières. Ce constat justifie à la fois les inquiétudes des riverains et les études ayant caractérisé l'impact sanitaire et environnemental des filières. Ces dernières peuvent être de plusieurs ordres : études d'imprégnation, épidémiologiques, analyse du cycle de vie et évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS).

Le présent rapport a pour objectif de réaliser un état de l'art des connaissances actuelles sur l'impact sanitaire et environnemental des unités de traitement des DMA : incinération, stockage, compostage et méthanisation. Pour chacun des outils d'évaluation, l'enjeu est d'identifier les filières pour lesquelles de telles études sont disponibles et, a contrario, celles pour lesquelles des lacunes importantes existent. Au-delà de ce constat, l'efficacité des outils et les méthodes employées sont discutées.

Cette revue montre que la littérature concernant l'évaluation de l'impact des installations de traitement des DMA est hétérogène, tant sur les modes d'évaluation que sur les filières étudiées. L'incinération reste la filière la plus renseignée, au risque de conduire à penser qu'elle seule est susceptible de présenter un risque pour la santé. L'EQRS, largement employée dans le volet sanitaire des études d'impact réglementaires, est à l'heure actuelle l'outil le plus utilisé pour évaluer le risque pour la santé lié aux filières de traitement des déchets. Cependant de nombreux paramètres peuvent être sources de divergences dans l'estimation des niveaux de risque : choix des évaluateurs, bases méthodologiques proposées dans les guides sectoriels et niveaux de connaissances disponibles.

Par ailleurs, ce retour d'expérience a permis de mettre en évidence les lacunes à combler et la nécessité de réaliser un retour d'expérience sur les émissions des agents émis par les filières de traitement des déchets, tant chimiques que biologiques. Pour cela, il est proposé de renforcer les actions de surveillance environnementale autour des installations soumises à autorisation. L'amélioration de l'information, de la communication voire de l'implication de la population présente à proximité des installations est également un enjeu important. Si la communication autour des déchets est complexe, une demande récurrente de la part des acteurs (élus, riverains, industriels) concerne la relativisation par une approche comparative des risques. Toutefois, la hiérarchisation des risques reste à ce stade délicate à mettre en œuvre.

2. INTRODUCTION

En 2007, chaque Français a apporté à la collecte 391 kilos d'ordures ménagères en moyenne (ordures ménagères résiduelles et collectes sélectives) et a déposé en déchèterie 170 kilos de déchets (campagne MODECOM 2007, ADEME). La gestion des déchets ménagers est une problématique importante pour les collectivités compte tenu des quantités en cause et de la toxicité de certains produits émis directement ou de dégradation, sources de risques potentielles pour la santé et l'environnement.

Le cadre législatif et réglementaire de l'élimination des déchets ménagers et assimilés en France est issu de la loi du 15 juillet 1975 et du 13 juillet 1992. La loi de 1992 pose les principes fondamentaux qui visent à une plus grande maîtrise des déchets en réduisant leur production, en les valorisant ou en les dirigeant vers les meilleures techniques de traitement disponibles. Elle a fixé, en outre, comme objectif national l'admission en centre d'enfouissement technique aux seuls déchets ultimes, c'est à dire les déchets qui ne sont pas susceptibles d'être traités dans les conditions techniques et économiques du moment. Véritable déclencheur de l'action politique en matière de déchets, cette loi a contribué de manière importante à la mise en place de la collecte sélective en France. Aujourd'hui, la loi de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'Environnement fixe de nouveaux objectifs nationaux chiffrés (Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer, 2009) :

- augmenter le recyclage de la matière organique et inorganique des déchets, afin d'orienter vers ces filières un taux de 45% en 2015 contre 24 % en 2004, ce taux étant porté à 75 % dès 2012 pour les déchets d'emballages ménagers,
- réduire la production d'ordures ménagères et assimilés de 7 % par habitant pendant les cinq prochaines années,
- réduire de 15 % d'ici 2012 les quantités de déchets partant en incinération ou en stockage,
- réduire de 75 % d'ici 2016 la fraction fermentescible des déchets reçus en centres de stockage par rapport à la situation de 1995.

De grands progrès ont également été réalisés en matière de maîtrise des traitements et de protection de l'environnement : diminution des rejets des incinérateurs, recensement et réhabilitation des décharges non autorisées, développement de nouveaux procédés de traitement, etc. Toutefois, des incidents survenus dans le passé ont révélé le fort intérêt des populations (et des médias) pour les impacts d'ordre environnementaux ou sanitaires causés par les installations de traitement des déchets. Les rejets de dioxines des incinérateurs ont concentré toutes les attentions du public ces dernières années. De nombreux doutes subsistent encore aujourd'hui et chaque projet de création ou d'extension d'une installation de traitement ou de stockage des déchets ménagers et assimilés (DMA) soulèvent bien souvent des interrogations, si ce n'est des oppositions, relatives aux conséquences sur la santé des populations. Différents outils permettent de caractériser l'impact sanitaire des filières de traitement des déchets. Il s'agit des études épidémiologiques, des études d'imprégnation, de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV) et de l'Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires (EQRS).

Depuis 1980, de nombreuses études épidémiologiques ont ainsi tenté de répondre à ces interrogations en définissant l'impact sanitaire des riverains d'incinérateurs. Par ailleurs, les Etudes d'Impact (EI), indispensables à toute Demande d'Autorisation d'Exploiter (DAE) une Installation Classée pour la Protection de l'Environnement (ICPE) contiennent un volet sanitaire qui doit examiner les conséquences du projet sur la santé des populations (Code de l'Environnement article L122-3). Ce volet suit la démarche de l'EQRS et est applicable aux installations de traitement des DMA. C'est ainsi que la pratique de l'EQRS liée aux filières de traitement des déchets s'est fortement développée au cours des dix dernières années.

Cependant, la démarche d'EQRS soulève encore de nombreuses questions relatives aux incertitudes et à la variabilité des données d'entrée et/ou des outils utilisés, dont les conséquences sont plus ou moins bien prises en compte et interprétées. En effet, nombre d'interrogations restent posées à ce jour : Quels scénarios d'exposition choisir, selon quelles modalités ? Comment prendre en compte le risque cumulé ? Comment mieux intégrer la variabilité et les incertitudes dans la présentation et l'interprétation des résultats ?

Le présent rapport a pour objectif de réaliser un état des lieux des connaissances actuelles sur l'impact sanitaire et environnemental des unités de traitement des DMA. Pour chacun des outils d'évaluation (études épidémiologiques, étude d'imprégnation, analyse du cycle de vie et évaluation quantitative des risques sanitaires), l'enjeu est d'identifier les filières pour lesquelles de telles études sont disponibles et, *a contrario*, celles pour lesquelles des lacunes importantes existent. Au-delà de ce constat, l'efficacité des outils et les méthodes employées (métrologie, modélisation, quantification des risques) sera également examinée à travers l'analyse de dossiers, notamment les évaluations des risques sanitaires dans les études d'impact réalisées par l'INERIS (anonymisées), au regard de l'utilité de telles études.

D'autre part, le retour d'expérience de la pratique de l'évaluation de l'impact sanitaire et environnemental appliquée aux filières de traitement des DMA, devra permettre d'identifier les déterminants du niveau de risque sanitaire pour chacune des filières, afin de pouvoir choisir, en fonction du contexte local, le système de gestion des déchets le plus adéquat. Ceci dans l'objectif de réduire l'impact sanitaire et environnemental (en tenant compte des meilleures technologies disponibles). Des pistes de réflexion et d'amélioration seront proposées en ce sens.

Cette revue concerne les quatre filières de traitement des DMA les plus courantes : l'incinération, le stockage, le compostage et la méthanisation. L'état de l'art ne s'intéresse qu'aux méthodes d'évaluation de risque lié aux substances chimiques. Il aborde la problématique des nuisances telles les odeurs ou le bruit. Par ailleurs, l'étude s'est concentrée sur les expositions de populations riveraines des unités de traitement des déchets, en excluant donc les études concernant les situations professionnelles. Enfin, cette synthèse ne traite pas des déchets dangereux ou encore de ceux issus des activités de soins ; seul le traitement des DMA a été retenu.

3. ETAT DE L'ART DE L'EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES

3.1 DEFINITION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS

3.1.1 DESCRIPTION DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES EN FRANCE

En 2006, 868 millions de tonnes (Mt) de déchets ont été produits en France, dont 36 Mt de déchets ménagers et assimilés (DMA) et 14 Mt de déchets municipaux (ADEME, 2010a). Depuis 2002, une stabilisation de la production d'ordures ménagères est constatée et ce malgré un contexte démographique en croissance régulière. En 2006 la production correspondait à 354 kg/habitant/an (ADEME, 2009). Parmi les déchets ménagers, 20,6 Mt sont entrées dans des unités de traitement en 2008, c'est 1,3 Mt de moins qu'en 2006, soit une baisse de 6%.

La définition des déchets ménagers et assimilés (DMA) est très large. Elle regroupe non seulement les ordures ménagères (OM) qui constituent le contenu classique de la poubelle des ménages, mais aussi des déchets non ménagers qui, de par leurs caractéristiques, peuvent être collectés et éliminés dans les mêmes conditions que les OM (déchets des commerçants, par exemple), ainsi que les déchets des collectivités (déchets verts, déchets de voirie, de foires et marchés, etc.). Il existe plusieurs modes d'élimination des DMA :

- l'incinération, avec ou sans récupération d'énergie,
- le stockage des déchets ultimes,
- le compostage (dégradation en présence d'oxygène de la matière organique),
- la méthanisation (fermentation de la matière organique en absence d'oxygène).

Chacune de ces méthodes est succinctement décrite ci-après.

3.1.1.1 FILIERE INCINERATION

L'incinération consiste à brûler les ordures ménagères dans des fours spéciaux adaptés à leurs caractéristiques (composition, taux d'humidité). L'incinération permet une réduction de 70 % de la masse des déchets entrants et de 90 % de leur volume (ASTEE, 2006a). Cette filière a permis de traiter environ 29%, soit 13,5 Mt, des déchets ménagers et assimilés produits en France en 2008. Il est à noter que la tendance est à une stabilisation des quantités entrantes depuis 2004.

La combustion produisant de l'énergie, celle-ci peut être récupérée et valorisée. L'incinération de déchets a permis de produire 3 489 GWh d'énergie électrique et 6 573 GWh d'énergie thermique en 2008. Depuis 1995, le parc d'usines d'incinération a fait l'objet d'une profonde mutation. Le nombre d'installations est passé de 300 unités, dont beaucoup de faible capacité, à 129 aujourd'hui, dont 112 avec valorisation énergétique (ADEME, 2010b). La plupart sont des installations récentes capables de traiter des quantités de déchets plus importantes que par le passé.

3.1.1.2 FILIERE STOCKAGE

Le stockage est l'opération d'élimination ultime des déchets. Il concerne la fraction des déchets qui ne peut pas être valorisée par réemploi ou recyclage dans des conditions techniques et économiques du moment. L'existence de ce type d'installations est donc incontournable pour le bouclage du cycle de vie d'un produit (ASTEE, 2006a).

Alors que la décharge a été le mode de traitement privilégié des déchets dans le passé, les enjeux de protection de l'environnement ont conduit à un renchérissement progressif des coûts d'exploitation de ce type d'élimination des déchets. Aujourd'hui, l'implantation d'une installation de stockage de déchets non dangereux (ISDND) impose des mesures de conception et de construction faisant appel à plusieurs barrières de sécurité pour prévenir les risques de pollution des eaux souterraines et des sols : une sécurité dite « passive » qui assure la pérennité du système de confinement (couche de sol imperméable, géomembrane, etc.) et une sécurité « active » qui assure le réseau drainant des alvéoles. Depuis la fin des années 90, le nombre d'installations de stockage de déchets non dangereux a ainsi diminué de plus de 500 en 1992 à 256 en 2008. Une nouvelle diminution du fait de la pleine entrée en vigueur de la directive décharge en juillet 2009 est attendue, une trentaine d'installations ayant été identifiées en 2008 comme susceptibles de ne pas répondre aux dispositions réglementaires opposables au 1^{er} juillet 2009. Comparée à 2006, la part du stockage diminue au profit des autres filières, ce qui poursuit la tendance générale initiée depuis 2000. En 2008, 44,4%, soit environ 21 Mt, des déchets ménagers ont été envoyés en centres de stockage. Par ailleurs, la valorisation du biogaz en ISDND a permis de produire 583 GWh d'énergie électrique et thermique, en 2008 (ADEME, 2009).

3.1.1.3 FILIERE COMPOSTAGE

Le compostage consiste en un traitement biologique des matières organiques fermentescibles des ordures ménagères (FFOM) en milieu oxygéné. Lorsque le traitement porte sur des quantités importantes de matières, il s'accompagne d'un dégagement de chaleur qui peut porter la température à plus de 60° C à l'intérieur de l'andain, ce qui concourt à l'hygiénisation du compost. Les principaux déchets traités par compostage sont les déchets verts (tontes de pelouses, feuilles, etc.) parfois en mélange avec des boues d'épuration urbaines ou industrielles. Les déchets agro-alimentaires, les effluents d'élevage (fientes, fumier, etc.), ainsi que les déchets ménagers, après collecte sélective de la fraction organique ou tri sur le site de traitement, sont également traités par compostage. Ce process permet une stabilisation et une réorganisation de la matière organique qui se transforme en un compost susceptible d'être mis sur le marché comme amendement organique ou matière fertilisante dans la mesure où sa qualité satisfait les critères normalisés.

Le compostage connaît depuis quelques années une croissance importante, tirée notamment par le développement du compostage des déchets verts reçus en déchèteries. Cette croissance s'explique aussi par le développement du co-compostage (mélange de boues de station de traitement des eaux résiduaires avec des déchets verts), spécifiés par une norme d'application obligatoire depuis 2004. En 2008, la France comptait 518 installations de compostage en fonctionnement avec une capacité totale de traitement des déchets de 5,3 Mt/an, ce qui a permis de produire environ 1,8 Mt de compost (ADEME, 2009).

3.1.1.4 FILIERE METHANISATION

La méthanisation est un procédé de transformation de la matière organique par un ensemble de micro-organismes, en absence d'oxygène (milieu anaérobie). Ce phénomène s'accompagne de la production de "biogaz", mélange gazeux combustible principalement composé de méthane et de CO₂, et d'un résidu pâteux appelé "digestat" (INERIS, 2008a). Les installations de méthanisation permettent la valorisation énergétique et agronomique de ces sous-produits. En 2008, 10 GWh d'énergie électrique et thermique ont ainsi été produits via la filière de méthanisation en France.

Les substrats pouvant être utilisés dans les méthaniseurs sont variés et rassemblent l'ensemble des déchets et effluents agricoles (fumier, lisier, effluents d'élevage, coproduits végétaux), les denrées agricoles produites à cet effet (production de maïs dédié à la méthanisation), la fraction fermentescible des ordures ménagères issues des municipalités (éventuellement collectées sélectivement), des cantines et restaurants, les effluents et coproduits issus des industries agroalimentaires. Le potentiel méthanogène des matières entrantes est très variable : les déjections animales (lisiers, fumiers) ont le potentiel méthanogène le plus faible tandis que les plantes énergétiques (colza, tournesol, seigle, avoine, etc.) et les graisses ont le potentiel le plus important, elles sont ainsi souvent utilisées comme coproduits entrant dans le digesteur.

Les quantités de déchets ménagers entrant en méthanisation augmentent depuis quelques années car le nombre d'installations de méthanisation en fonctionnement a triplé entre 2006 et 2010, passant de 3 à 9 unités et une vingtaine de projets sont actuellement en cours. Ainsi, 0,4% des déchets ménagers produits en France ont été traités par méthanisation en 2008 (ADEME, 2010b).

3.1.2 NATURE DES EMISSIONS ATMOSPHERIQUES

L'ensemble de ces installations de traitement des DMA est à l'origine d'émissions atmosphériques de diverses natures, parfois non spécifiques aux activités de traitement des déchets, et qui dépendent largement de la filière étudiée. Les sources retenues pour les incinérateurs sont essentiellement de type canalisé (émission des cheminées), les sources d'émission des centres de stockage sont à la fois canalisées et diffuses (émissions des torchères et des alvéoles), et elles sont essentiellement diffuses pour les centres de compostage (envols des plateformes de stockage, andains, biofiltres etc.). Outre les substances chimiques émises par ce type d'installations, les aérosols (particules et bioaérosols), par leurs caractéristiques physiques et les espèces biologiques et chimiques qui leurs sont associées, sont des vecteurs de risques potentiels qu'il est essentiel de prendre en compte lors de l'évaluation de l'impact sanitaire des installations de traitement des déchets (INERIS, 2008b).

Les émissions atmosphériques générées par ces installations sont de trois natures différentes :

- Les substances chimiques, pour lesquelles les connaissances scientifiques disponibles sont nombreuses et qui sont prises en compte classiquement dans les EQRS. Les effets des agents chimiques sur la santé de l'homme sont divers et certains sont relativement bien connus, pour les principales substances les plus étudiées, grâce aux nombreuses études toxicologiques et

épidémiologiques qui existent sur le sujet. Par ailleurs, pour toutes ces installations, les opérations de collecte et de transport des déchets participent aux rejets de polluants chimiques produits par la circulation routière en général.

- Les particules présentes dans les rejets atmosphériques et dans l'atmosphère sous forme d'aérosols. Le terme aérosol désigne la particule ainsi que le gaz dans lequel elle est en suspension. Dans l'air, ceci correspond à des gammes de taille allant de quelques nanomètres à la centaine de micromètres (PM10 à PM0,1). Les particules peuvent par leurs caractéristiques physique (diamètre de l'aérosol) et chimique présenter une certaine toxicité. Elles sont, en effet, susceptibles de véhiculer des espèces chimiques qui induisent elles même des effets néfastes sur l'homme et l'environnement : les métaux (Pb, Ni, Cd, As, Hg, etc.) et les composés organiques (HAP, PCB, dioxines/furanes, etc.). Les connaissances concernant certains types de particules (urbaines, diesel) sont de plus en plus complètes, ce qui permet de les intégrer progressivement aux EQRS, mais les profils chimiques spécifiques ramenés à une fraction granulométrique inhalable (< 10 µm) sont rarement réalisés et constituent une piste d'amélioration importante.
- Les bioaérosols qui sont des particules biologiques mises en suspension dans l'air, de diamètre compris entre 0,002 et 100 µm. On distingue 4 grandes classes d'agents biologiques liés aux bioaérosols : les bactéries, les virus, les champignons et les parasites (protozoaires et helminthes). Les substances produites par ces agents sont également d'importance lorsqu'on s'intéresse aux risques biologiques : il s'agit principalement des endotoxines issues des bactéries Gram négatif et des mycotoxines émises par les champignons. Les connaissances concernant les bioaérosols sont limitées, ce qui ne permet pas à ce stade de les prendre en considération en routine dans les évaluations des risques.

Les données fournies ici sont principalement issues du Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer (MEEDDM), complétées par les résultats de recherches bibliographiques (FNADE - ADEME, 2006) ; (GLANDIER S., 2002) ; (HOURS M., 2000) ; (InVS, 2009) ; (INERIS, 2007c) ; (RECORD, 2005) ; (SAINT-OUEN M., CAMARD J-P., HOST S. et al., 2008) ; (BIO-TOX, 2009) ; (INERIS, 2008 b) et les guides sectoriels rédigés par l'ASTEE (ASTEE, 2006a) ; (ASTEE, 2006b) ; (ASTEE, 2003) ; (ASTEE, 2005), etc. Un état des lieux des connaissances sur les polluants générés par ce type d'installations est présenté ci-après.

3.1.2.1 FILIERE INCINERATION

Les résidus de l'incinération, pour une tonne de déchets bruts, se répartissent de la façon suivant : environ 660 kilogrammes de fumées épurées, 300 kilogrammes de mâchefers (résidus incombustibles des déchets) et 40 kilogrammes de REFIOM (Résidus d'Épuration des Fumées issues de l'Incinération des Ordures Ménagères) (SAINT-OUEN M., CAMARD J.P. et al., 2007). En général, seuls les rejets canalisés en cheminées d'incinération sont considérés dans les volets santé des études d'impact des DAE pour les UIOM. Parfois des émissions diffuses issues des parcs à mâchefers, des zones de dépotage des liquides, des fosses à solides, peuvent être mentionnées mais leur impact direct n'est pas considéré comme prépondérant au regard des émissions canalisées.

3.1.2.1.1 SUBSTANCES CHIMIQUES

Les principales substances d'intérêt sanitaire émises par les UIOM sont (NRC, 2000) :

- les métaux lourds (plomb, mercure, cadmium, nickel, chrome VI, arsenic, manganèse, antimoine, cobalt, béryllium, etc.),
- les dioxines et furanes (PCDD/F),
- les poussières (PM10),
- le monoxyde de carbone (CO), les oxydes d'azote (NO_x), le dioxyde de soufre (SO₂), l'acide fluorhydrique (HF), l'acide chlorhydrique (HCl), l'ammoniac (NH₃),
- les Composés Organiques Volatils (COV), les Polychlorobiphényles (PCB) et les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP)

Grâce à l'évolution de la réglementation et aux investissements qui ont suivi, les quantités de polluants émis par les incinérateurs d'ordures ménagères ont considérablement diminué depuis 2001, de part la mise en place d'équipements de traitement des fumées performants installés dans tous les incinérateurs (filtration par électro-filtres ou filtres à manche parfois associés à des systèmes de lavage des fumées, catalyseur, etc.) (SCHNURIGER B., BREF, 2004). Aujourd'hui les émissions de dioxines dues aux UIOM représentent moins de 1% des émissions totales de dioxines en Angleterre, alors que les sources domestiques (barbecue, cuisine) représentent 18% des émissions. De même, les émissions de NO_x liées aux UIOM représentent moins de 1% des émissions totales contre 42% provenant du trafic routier (DEFRA - ENVIROS, 2004).

3.1.2.1.2 PARTICULES

Tous les types d'incinérateurs émettent des particules à l'atmosphère. Ces dernières présentent généralement un diamètre faible puisque les systèmes de dépoussiérage limitent le passage de particules. Certaines études montrent que la contribution des incinérateurs aux PM_{2,5} dans l'air ambiant semble faible (INERIS, 2008 b). Toutefois, ils contribueraient à l'émission de particules ultrafines (PUF), dont le diamètre est inférieur à 0,1 µm, pouvant par la suite s'agglomérer et former des particules plus grosses capables de sédimenter.

3.1.2.1.3 BIOAEROSOLS

Les études des émissions de bioaérosols par les installations d'incinération sont rares car la combustion est un procédé hygiénisant conduisant à la destruction des micro-organismes (la température minimale de combustion est de 850°C). Certaines zones comme les zones de déchargement, sont cependant émettrices de bioaérosols. Aucune étude concernant l'exposition aux bioaérosols de la population riveraine des UIOM n'a été retrouvée dans la littérature.

3.1.2.2 FILIERE STOCKAGE

Les sources de rejets atmosphériques pour les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés sont de deux types, à la fois canalisé et diffus. Les rejets canalisés sont ceux issus des torchères, chaudières, moteurs et turbines (permettant la valorisation énergétique ou l'élimination du biogaz produit), tandis que les rejets

diffus sont causés par la part de biogaz non capté (couvertures et fuites sur le réseau de biogaz). Des émissions diffuses peuvent également être générées par les travaux d'aménagement des alvéoles, la circulation des engins sur le site et le stockage de lixiviats (liquides résiduels issus de l'infiltration et de la percolation de l'eau sur les déchets) à l'air libre. Par ailleurs, le risque de fuite non contrôlée de lixiviats bruts vers les eaux souterraines et de surface peut être envisagé en cas de défaut ou d'altération de la membrane ou encore de colmatage du système de drainage. La prise en compte de cette source d'émission, non négligeable pour l'environnement et la santé humaine, dépend de la vulnérabilité du milieu et des usages des eaux identifiés ou prévus.

3.1.2.2.1 SUBSTANCES CHIMIQUES

Les substances d'intérêt sanitaire considérées dans la littérature pour cette filière sont :

- le dioxyde de carbone (CO₂), le monoxyde de carbone (CO), le benzène, le 1,2 dichloroéthane, l'acide fluorhydrique (HF) et l'acide chlorhydrique (HCl) pour les émissions issues des torchères,
- les COV, métaux, poussières, SO₂, CO, HAP, NOx, aldéhydes pour les émissions des chaudières et moteurs,
- les NOx, HAP et particules de diesel liées à la circulation d'engins sur le site,
- l'arsenic, le cadmium, le nickel, le benzène, le 1,2 trichloroéthane, le trichloroéthylène, le tétrachloroéthylène et le benzo(a)pyrène pour les rejets hydriques non contrôlés,
- le méthane, l'H₂S et les COV pour les émissions gazeuses diffuses.

L'InVS liste un ensemble de 23 substances susceptibles d'être émises par une ISDND (As, Cd, CrVI, Hg, Pb, Mn, Ni, Zn, Cu, 1,2 dichloroéthane, benzène, toluène, naphthalène, 1,1 dichloroéthane, trichloroéthylène, tétrachloroéthylène, chlorure de vinyle, NH₃, H₂S, 1,1,1 trichloroéthane, dichlorométhane, benzo(a)pyrène, Dioxines).

3.1.2.2.2 PARTICULES

Le transfert d'ordures ménagères fraîches sur un site de stockage émet des poussières totales dont la contribution est comprise entre 0,0006 % et 0,01 % du poids d'ordures transférées (INERIS, 2008 b). Les travaux d'aménagement sont responsables d'émissions de poussières minérales, difficilement quantifiables, dues aux envols de particules du sol. Les déplacements d'engins sur site peuvent être également responsables d'émissions de particules de nature organique dues aux gaz d'échappement.

3.1.2.2.3 BIOAEROSOLS

En l'état des connaissances actuelles, l'activité de stockage ne semble pas augmenter de manière significative les concentrations en bioaérosols dans l'air inhalé par les riverains des installations (INERIS, 2003). Des agents biologiques ont déjà été détectés dans les lixiviats de centres de stockage mais le plus souvent en nombre assez faible. La génération de poussières dans les alvéoles en cours d'exploitation lors de certaines opérations spécifiques (déversement et compactage des déchets) est la principale source d'émission de bioaérosols dans un centre de

stockage. Les concentrations retrouvées d'après les données disponibles font état de 10^3 - 10^5 UFC/m³ en bactéries et de 10^3 - 10^4 UFC/m³ en champignons dans les ambiances des sites. Les alvéoles en cours d'exploitation sont caractérisées par la présence dominante de bactéries Gram positif et de champignons du genre *Aspergillus* et *Penicillium*. Le biogaz émet à la fois des bactéries Gram positif ($>2.10^4$ UFC/m³), Gram négatif (9.10^3 UFC/m³) et des champignons (*Aspergillus*).

3.1.2.3 FILIERE COMPOSTAGE

La forte activité microbienne qui se développe, principalement lors des premières semaines de compostage, jointe à la montée en température qui accompagne cette fermentation, dans un milieu qui doit être fortement aéré, entraîne d'importantes émissions de composés odorants et de bioaérosols. Ces émissions diffuses sont à la fois des rejets gazeux issus des aires de stockage, de fermentation et de maturation, et des rejets particulaires liés à la manipulation des déchets, aux opérations de broyage/criblage et de retournement des andains. Des rejets de type canalisé peuvent également avoir lieu, il s'agit alors d'émissions issues des cheminées et biofiltres destinés à traiter les gaz et substances odorantes.

3.1.2.3.1 SUBSTANCES CHIMIQUES

La FNADE, avec le soutien de l'ADEME, a rédigé un guide d'aide à la déclaration des émissions polluantes liées à l'activité de compostage (FNADE - ADEME, 2002). Ce guide se base sur la recherche bibliographique et les résultats de campagnes de mesures. Différents polluants susceptibles d'être présents initialement dans les déchets entrants et de se retrouver ainsi dans le produit brut ou le compost sont cités dans ce guide. Il s'agit notamment des éléments traces métalliques (ETM), présents dans les déchets papiers et cartons, mais également de certains micropolluants organiques tels que les HAP, les PCB, les dioxines/furanes et les COV (benzène). Le compostage entraîne par ailleurs quasi systématiquement des émissions de gaz à effet de serre (méthane et oxydes d'azote) et d'ammoniac dans des quantités très variables selon la pratique de compostage.

3.1.2.3.2 PARTICULES

Les opérations de manipulation des déchets à traiter, puis du compost, (broyage, retournement, mélange, criblage) sont les principales sources d'émissions des particules à l'atmosphère liées à l'activité de compostage. Selon la configuration du site (ouvert ou fermé) les rejets sont de type diffus ou canalisé (INERIS 2008b).

3.1.2.3.3 BIOAEROSOLS

La flore induite lors du compostage est nombreuse (concentration en bactéries totales jusqu'à 10^9 UFC/m³) (SCHLOSSER O., HUYARD A., 2008), (LE GOFF et al, 2011). Les bactéries pathogènes identifiées sont des bactéries Gram négatives (*Salmonella sp.*, *Enterobacter sp.*, *Klebsiella sp.* notamment) et des actinomycètes thermophiles. De nombreuses espèces de champignons sont identifiées dans le compost et dans l'air ambiant des usines de compostage (genres prédominants : *Aspergillus*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Mucor*, *Penicillium* et *Rhizopus*). Cette flore bactérienne et fongique se développe lors des phases de fermentation et de stabilisation, puis la réduction de la température lors de la phase de maturation entraîne une prédominance des moisissures et actinomycètes mésophiles. Enfin, des endotoxines, des mycotoxines et des glucanes peuvent être potentiellement présents

dans le produit initial, dans le compost ou l'air ambiant des usines de compostage. La plupart de ces germes, particulièrement les germes pathogènes, sont mésophiles et sensibles aux antibiotiques émis par d'autres micro-organismes tels que les actinomycètes, ils seront donc théoriquement détruits lors du compostage. Néanmoins, certaines conditions (montée en température insuffisante à certains endroits des andains, re-contamination par des fientes d'oiseaux dans le cas d'un stockage à l'air libre, etc.) peuvent induire la présence de ces germes dans le compost et les ambiances des sites.

3.1.2.3.4 BRUIT

Le bruit est source de nuisance potentielle notamment pour les sites ouverts de compostage. Les sons élevés sont associés aux opérations de tri, retournement, etc. Cette nuisance sonore peut être perçue jusqu'à 300 m du site et peut les niveaux sonores peuvent être compris entre 7 dB et 46 dB au-dessus du bruit ambiant, si aucun système de limitation n'est mis en place (DEFRA, 2004).

3.1.2.3.5 ODEUR

Les problèmes liés aux mauvaises odeurs sont très fréquemment causes de plaintes de la part des riverains. Les sources d'émissions sont généralement les biofiltres permettant le traitement de l'air vicié. Les substances responsables de mauvaises odeurs liés à la dégradation biologiques des déchets ménagers sont les COVNM, les mercaptans, l'acétaldéhyde, l'acétone, les acides gras volatils, les amines et les composés chlorés. La mise en confinement des centres ouverts, l'aération mécanique des andains par aspiration et la mise en dépression des différentes étapes du procédé de compostage effectuées dans des bâtiments clos peuvent être nécessaires afin de limiter l'impact olfactif des installations de compostage. Une unité de désodorisation par lavage acide et biofiltration peut également être envisagée pour traiter l'air vicié des différentes zones du site.

3.1.2.4 FILIERE METHANISATION

Le biogaz produit par le procédé de méthanisation étant récupéré pour sa valorisation, peu d'émissions de gaz, sinon diffuses, sont attendues. Cependant peu d'études sont disponibles sur la composition complète des biogaz issus des méthaniseurs, composés essentiellement de méthane, de dioxyde de carbone, de monoxyde de carbone, d'hydrocarbures et d'hydrogène sulfuré (AFSSET, 2008) et des résidus de valorisation.

3.1.2.4.1 SUBSTANCES CHIMIQUES

Les émissions de gaz polluants par les moteurs et/ou chaudières de valorisation du biogaz concernent : le dioxyde de carbone, les oxydes d'azote, le dioxyde de soufre, le monoxyde de carbone et les hydrocarbures. Les émissions d'oxydes d'azote s'avèrent très liées au réglage des moteurs : l'ajustement d'un ratio biogaz/air permet de diminuer l'émission de NO_x mais augmente la production d'hydrocarbures (HC) et de COV non brûlés. Les émissions de COV et d'hydrocarbures peuvent ainsi dépasser très significativement les valeurs limites d'émissions des moteurs de plus de 2 MWth (2400 à 3200 mg/m³). Il faut noter que les variations concernant les émissions de NO_x sont également liées aux travaux de maintenance sur les moteurs. La majorité des concentrations en NO_x a été mesurée dans l'intervalle 400 – 800 mg/m³, mais sur l'un des sites suivis par l'INERIS (INERIS, 2008 a et b),

(INERIS, 2009a), fonctionnant avec un débit d'air limité, la concentration en NO_x peut être supérieure d'un facteur 4 à la valeur limite d'émission fixée pour le gaz naturel (Cirulaire du 10 décembre 2003). Enfin, l'hydrogène sulfuré, s'il n'est pas abattu au sein du procédé, peut représenter des émissions importantes, spécialement lorsque la méthanisation concerne des lisiers de porcs ou de bovins (jusqu'à 8 000 mg/m³). Mais pour la majorité des installations, les procédés de réduction de H₂S, principalement par injection d'air, sont mis en place, rendant souvent les concentrations en hydrogène sulfuré du biogaz non quantifiables.

3.1.2.4.2 PARTICULES

Les activités de méthanisation, notamment la manipulation des déchets, peuvent générer des émissions de poussières et bioaérosols mais seulement à l'intérieur des bâtiments. Afin de limiter les émissions de poussières plusieurs mesures peuvent être mises en place : les phases de traitement et de manipulation des déchets se font en bâtiment clos, les bâtiments sont mis en légère dépression, les poussières peuvent être captées et traitées par lavage à l'eau acidifiée et par biofiltre. Des poussières peuvent également provenir de la circulation des camions sur site.

3.1.2.4.3 BIOAEROSOLS

Une digestion anaérobie thermophile (95°C) est capable d'assurer l'hygiénisation des produits traités à partir de 15 jours. La digestion mésophile (37°C), par contre, n'offre qu'un taux d'abattement de l'ordre de 90% à 98%, insuffisant pour prévenir le développement ultérieur de bactéries. Le couplage à un post-traitement aérobie de type compostage est donc primordial pour compléter l'hygiénisation du digestat.

Les seules données actuellement disponibles sur la composition en bioaérosols des biogaz issus de la méthanisation sont les résultats d'une thèse réalisée par Marina Moletta (MOLETTA M., 2005). Les principales conclusions de cette étude sont qu'il existe une flore microbienne au sein du biogaz et que celle-ci dépend à la fois du contenu du digesteur et des déchets apportés. D'après cette étude, la quantité de bactéries dans le biogaz varie peu, le nombre de bactéries totales est de 107 bactéries/m³ tandis qu'il est d'environ 1018 bactéries/m³ dans le digesteur. Le biogaz n'est donc pas une image représentative de la flore bactérienne du bioréacteur, plus complexe et variable en fonction du site. La majorité des bactéries transportées par le biogaz sont des espèces minoritaires dans les bioréacteurs comme par exemple les espèces aérobies. Parmi elles, on retrouve des bactéries sulfato-réductrices pouvant potentiellement conduire à des problèmes de bio-corrosion des réseaux.

3.1.3 VOIES D'EXPOSITION AUX EMISSIONS

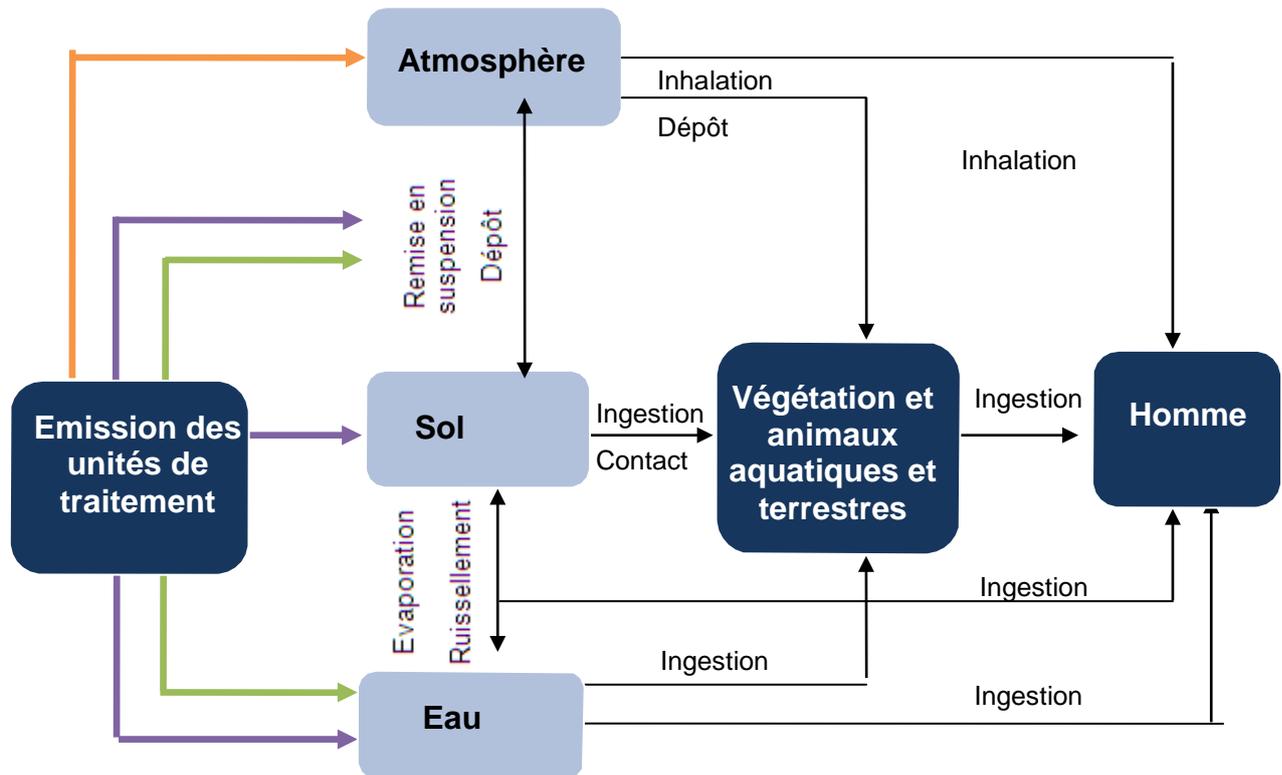
Les substances émises par les installations de traitement des déchets sont susceptibles d'atteindre l'homme à travers plusieurs voies d'exposition :

- de manière directe via l'inhalation de gaz, particules ou bioaérosols émis dans l'atmosphère ou de particules déposées au sol remises en suspension.
- de manière indirecte via l'ingestion d'eau, d'aliments ou de sol contaminés par des rejets liquides ou des retombées atmosphériques.
- Une exposition par contact cutané est beaucoup moins envisageable pour la population générale.

Les différentes voies d'exposition aux émissions des unités de traitement des déchets ménagers et assimilés sont présentées dans la Figure 1 ci-dessous :

→ UIOM
 → ISDND
 → Compostage

Figure 1 : Synthèse des voies d'exposition aux émissions des unités de traitement des déchets ménagers et assimilés



La filière de compostage peut également constituer un apport de substances polluantes dans les sols suite à l'épandage du compost. De plus, la surface des végétaux en contact avec le sol « traité » peut être source d'exposition via l'ingestion. L'exposition directe via l'eau ou indirecte via l'ingestion de poissons peut être, quant à elle, regardée si des rejets d'effluents aqueux sont constatés, bien qu'aucune étude à l'heure actuelle n'ait vraiment étudié ce type de rejet.

3.1.4 DONNEES TOXICOLOGIQUES SUR LES POLLUANTS EMIS

3.1.4.1 EFFETS SUR LA SANTE

3.1.4.1.1 EFFETS SUR LA SANTE DES SUBSTANCES CHIMIQUES

Les émissions énumérées ci-dessus sont donc accessibles à l'homme à travers de multiples voies d'exposition. Il est donc légitime de s'intéresser à leur toxicité potentielle. Les polluants émis par les installations de traitement des déchets sont responsables de divers effets systémiques :

- atteinte du système nerveux s'exprimant par des troubles neurologiques (Hg, Mn, toluène),

- atteinte de l'appareil respiratoire s'exprimant par des troubles pulmonaires (Ni, Co, Sb, NH₃, NO_x, H₂S),
- irritation des yeux et des voies respiratoires (HF, HCl),
- atteinte rénale s'exprimant par une protéinurie ou un dysfonctionnement tubulaire (Cd),
- atteinte du foie s'exprimant par des lésions chez l'animal (1,2 dichloroéthane).

Les effets cancérigènes (sans seuil) concernent le benzène, le formaldéhyde, le 1,2 dichloroéthane, l'arsenic, le cadmium, le chrome VI, le nickel, les dioxines/furanes pour les voies inhalation et ingestion. Dans le domaine des effets sur la reproduction, le benzène a été montré foëto-toxique chez l'animal. L'exposition au cadmium ou au nickel est responsable de l'augmentation des incidences de naissances prématurées chez l'animal.

Les dioxines et furanes sont considérés comme le traceur des émissions des incinérateurs. Ces composés font partie de la classe des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques Halogénés (HAPH). Les PCDD/F sont formés lors du processus de combustion en présence de chlore sous différentes formes naturelles ou industrielles (les plastiques par exemples). Lipophiles, ils s'accumulent dans les tissus adipeux des hommes et des animaux et se concentrent ainsi tout au long de la chaîne alimentaire. Leur pouvoir cancérigène pour l'homme, s'il est considéré comme faible, ne fait pas l'unanimité et une forte divergence existe entre l'OMS et US-EPA sur le niveau de risque à faible dose lié à une exposition chronique. Les dioxines et furanes ne semblent pas avoir de pouvoir mutagène et se caractérisent par des effets toxiques variés : effets neurotoxiques, reprotoxiques, immunotoxiques et toxicité métabolique.

3.1.4.1.2 EFFETS SUR LA SANTE DES PARTICULES

Les effets sanitaires des particules sont aujourd'hui bien documentés grâce à de nombreux travaux rapportés dans l'étude de synthèse RECORD (INERIS, 2008b), notamment concernant les particules Diesel, prises comme modèles de PM_{2,5}. Les particules peuvent par leurs caractéristiques physiques présenter une certaine toxicité. Elles sont, de plus, susceptibles de véhiculer des espèces chimiques qui induisent elles-mêmes des effets néfastes sur l'homme et son environnement. Si les mécanismes d'action ne sont pas pleinement élucidés, les travaux montrent néanmoins clairement que les particules induisent un stress oxydant à l'origine d'une réponse inflammatoire. Ceci expliquerait le déclenchement ou l'accentuation de troubles respiratoires chez les populations sensibles exposées aux particules. De plus, associées à des allergènes qui s'adsorbent à leur surface, les particules abaisseraient le seuil de réaction allergique chez les asthmatiques. Les études d'exposition humaine contrôlée montrent une inflammation pulmonaire pour des expositions de une à deux heures à des concentrations en PM_{2,5} de l'ordre de 100 µg/m³ et des effets cardiovasculaires pour des concentrations de l'ordre de 40 µg/m³. Les connaissances sur les effets systémiques des particules restent en revanche partielles et les effets spécifiques des particules issues de la dégradation des déchets, très différentes des particules urbaines, ne sont pas renseignés.

3.1.4.1.3 EFFETS SUR LA SANTE DES BIOAEROSOLS

Les bioaérosols et les agents microbiologiques qu'ils transportent, peuvent agir sur l'homme selon deux modes : en entraînant une infection (aspergillose, leptospirose, tuberculose, hépatite, etc.) ou en induisant des réactions allergiques et/ou inflammatoires, toxiques voire cancérigènes et mutagènes (LETURQUE, 2008). Plusieurs pathologies respiratoires de type inflammatoires ou allergiques ont été reliées à la présence de bioaérosols dans l'air ambiant. Il s'agit des broncho-pneumopathies chroniques obstructives (BPCO), du syndrome toxique par surcharge en poussières organiques (STPO) et de la pneumopathie d'hypersensibilité (ou alvéolite allergique extrinsèque). Par ailleurs, une exposition répétée aux endotoxines (toxines générées par les bactéries Gram négatives) peut entraîner une fatigue inexplicée, des symptômes digestifs (nausée, vomissements, diarrhée) et des maux de tête. Enfin, les mycotoxines, issues des moisissures, sont solubles dans l'eau pulmonaire des alvéoles et passent donc dans la circulation sanguine. Leur action est non infectieuse et non contagieuse, mais peut avoir un effet toxique voire cancérigène chez l'homme.

3.1.4.2 EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT

Les polluants émis par les installations de traitement de déchets sont responsables de différents impacts sur l'environnement : réchauffement climatique, acidification des milieux, eutrophisation des cours d'eau et réduction de l'ozone stratosphérique.

Certains gaz émis par les unités de traitement des DMA sont des gaz à effets de serre participant au réchauffement climatique :

- le CO₂, gaz de combustion, notamment des énergies fossiles, dont on estime qu'il est actuellement responsable de 50% de l'augmentation de gaz à effets de serre dans l'atmosphère,
- le méthane, gaz produit par la dégradation bactérienne de la matière organique, est un des gaz ayant le plus fort impact sur l'effet de serre. Bien que la concentration atmosphérique en CH₄ soit plus de cent fois inférieure à celle du CO₂, son effet sur le climat est important car son potentiel de réchauffement global (capacité à absorber les rayonnements) est plus de vingt fois supérieur à celui du CO₂. Sa contribution à l'augmentation de l'effet de serre est ainsi comprise entre 12% et 19% depuis 1850,
- le protoxyde d'azote (N₂O) qui est le quatrième plus important gaz à effet de serre à contribuer au réchauffement climatique.

D'autres polluants, de part leur propriété acide, peuvent participer à l'acidification des milieux (HCl, HF, NH₃) ou aux phénomènes de pluies acides (SO₂, NO_x). Le sulfure d'hydrogène en formant de l'acide sulfurique par solubilisation dans l'eau peut également contribuer à l'acidification des milieux.

Par ailleurs, le dépôt atmosphérique d'azote (notamment de NH₃) est à l'origine d'une eutrophisation des écosystèmes terrestres, d'eau douce et marins, d'un lessivage accru de l'azote dans les eaux souterraines, les rivières et les lacs, ainsi que de la modification de l'écosystème forestier.

Les NO_x, COV et CO interviennent dans le processus en tant que précurseur de formation d'ozone dans la basse atmosphère.

Enfin, les atteintes des particules en suspension les plus évidentes à l'environnement sont les effets de salissures des bâtiments et des monuments historiques.

3.2 METHODES D'EVALUATION DE L'IMPACT ENVIRONNEMENTAL ET SANITAIRE DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES

Les installations de traitement des DMA sont à l'origine de rejets atmosphériques et liquides, facteurs d'impacts potentiels sur l'environnement et la santé. La toxicité de certaines substances est avérée et l'homme peut être exposé à ces polluants de multiples manières. Ce constat justifie à la fois les inquiétudes, voire les oppositions, des riverains d'installations de traitement des DMA et les études qui ont été réalisées afin de caractériser l'impact sanitaire et environnemental de ces installations. Ces études peuvent être de plusieurs ordres : études d'imprégnation, études épidémiologiques, analyse du cycle de vie et études d'évaluation quantitative des risques sanitaires. L'impact environnemental est essentiellement renseigné à travers l'ACV.

Les études épidémiologiques permettent d'observer, de surveiller ou d'analyser l'état sanitaire d'une population. Il est essentiel de respecter les conditions de validité et de puissance statistique d'une étude, et de prendre en compte l'ensemble des facteurs de confusion et d'interaction possibles. Elles nécessitent l'existence et l'accès à des données de santé (réseaux sentinelles, statistiques hospitalières, registres...). Elles sont rarement adaptées à l'étude d'un seul site, car elles nécessitent de nombreux individus pour avoir une bonne puissance statistique.

Les études d'imprégnation sont des études descriptives, réalisées à partir des résultats issus des mesures de biomarqueurs (en particulier d'exposition) dans l'organisme. Elles ont pour objectif de fournir les données nécessaires à la reconstruction de la dose d'exposition, actuelle ou passée, des individus à une substance donnée.

Les analyses du cycle de vie (ACV) permettent d'évaluer un produit, un process ou un système sur tout son cycle de vie. L'ACV traite ainsi l'ensemble des enjeux environnementaux tels que l'effet de serre, l'eutrophisation des cours d'eau, l'acidification des milieux, la destruction de l'ozone stratosphérique, la réduction des facteurs abiotiques. Les enjeux sanitaires sont intégrés depuis quelques années dans les ACV, mais l'indicateur toxicologique utilisé est peu puissant.

Les évaluations des risques sanitaires ont pour vocation de prédire les risques liés à une situation future. Cependant, la méthode a souvent été utilisée afin d'évaluer l'ensemble des risques attribuables à la présence d'une installation existante ou en projet d'extension (question souvent abordée au niveau local). Cette dérive pose aujourd'hui la question de la nécessaire révision de la méthode dans le contexte réglementaire des installations classées. Par ailleurs, la quantification des risques se limite aux substances dont les dangers et les VTR sont connus et les effets des mélanges, peu documentés, ne sont pas ou mal pris en compte.

3.2.1 ETUDES EPIDEMIOLOGIQUES

L'épidémiologie est une science complémentaire de la démarche d'évaluation des risques sanitaires, au même titre que la toxicologie. Elle trouve de multiples applications dans le domaine des effets sur la santé liés à l'environnement. Les

études épidémiologiques permettent en effet d'explorer et d'analyser sur de longues périodes les risques potentiels liés à l'environnement et d'apporter des éléments de réponses en l'absence de données toxicologiques. L'outil épidémiologique permet de suspecter un lien entre environnement et santé mais ne démontre pas l'existence d'un risque, il est ainsi une base de l'évaluation de l'impact sanitaire. Afin de préciser l'état des connaissances épidémiologiques concernant les effets des différents modes de traitement des déchets ménagers sur la santé des riverains de telles installations, la synthèse réalisée ci-après présente une revue des principales données se rapportant à ce sujet.

3.2.1.1 ETUDES MENEES AUTOUR DES INCINERATEURS

Depuis plusieurs années, de nombreux travaux ont été menés pour améliorer les connaissances de l'impact des usines d'incinération d'ordures ménagères sur la santé humaine, notamment sous l'égide de l'InVS. En particulier, il a pu être déterminé, sur quatre départements d'études et à partir de près de 135 000 cas de cancers montrés un excès de certaines formes de cancers (cancer du foie, du sein et excès de lymphomes non hodgkiniens) dans les zones de retombées des fumées composées de fines particules de métaux, de suies d'imbrûlés et de dioxines en provenance de rejets d'incinérateur (InVS, 2009). Les études qui se sont penchées sur les troubles de la reproduction aux alentours des incinérateurs ne sont pas probantes. Les résultats des études semblent davantage s'accorder sur les risques de développer certaines malformations congénitales pour les enfants nés de mères exposées aux rejets des installations. Dans une étude française menée autour de 70 incinérateurs de la région Rhône-Alpes ayant fonctionné entre 1988 et 1997, des excès de risques sont ainsi observés pour certaines malformations majeures : fentes faciales, dysplasies rénales (ADEME, 2002). Cependant, étant donné le temps d'apparition de certaines pathologies, les études épidémiologiques ont porté en majorité sur les effets d'installations répondant aux normes d'exploitation passées.

Plusieurs études ont examiné les effets possibles d'une exposition aux rejets particuliers de l'incinération sur les fonctions respiratoires et donnent des résultats contradictoires (ZMIROU D., POTELON J-L., PARENT B., 1984). De plus, la contribution de l'incinération aux niveaux de PM_{10} et $PM_{2,5}$ mesurés dans l'atmosphère semble mineure et l'augmentation de risque (morbidité et mortalité totale) n'est pas détectable avec les moyens épidémiologiques existants, même pour les personnes les plus exposées.

3.2.1.2 ÉTUDES MENEES AUTOUR DES CENTRES DE STOCKAGE

Les centres de stockage ont fait l'objet de quelques études mais elles concernent essentiellement des sites de stockage de déchets dangereux seuls ou en mélange avec des déchets ménagers. Une seule étude épidémiologique, concernant une ISDND semble avoir été menée en France. Cette étude, réalisée par l'InVS, fait suite à de nombreuses plaintes des riverains afin de répondre à l'inquiétude des populations vivant à proximité de la décharge d'ordures ménagères au lieu-dit La Bistade (Nord-Pas-de-Calais) (InVS, 2000). L'enquête menée a montré la présence de dérivés benzéniques, à des concentrations très inférieures aux valeurs d'exposition maximales en milieu professionnel. Les concentrations en composés susceptibles d'être à l'origine des mauvaises odeurs (limonènes, alpha-pinène) (AFSSET, 2008) n'ont jamais dépassé les valeurs toxicologiques de référence, avec toutefois quelques pics supérieurs à la limite de détection. L'étude

sanitaire semble montrer l'apparition de troubles irritatifs, respiratoires et digestifs, significativement plus sévères chez les populations les plus proches de la décharge (toux, irritations oculaires, nausées, difficultés d'endormissement et irritabilité) (SAINT-OUEN M., CAMARD J-P., HOST S. et al., 2008). Ainsi, à l'heure actuelle, l'existence d'effets sur la santé humaine n'a pas été démontrée autour des ISDND. Cependant, les études sont peu nombreuses et n'ont pas permis d'étudier les effets à long terme, car les sites répondant aux dernières contraintes réglementaires sont encore récents.

3.2.1.3 ETUDES MENEES AUTOUR DES CENTRES DE COMPOSTAGE

Quelques études récentes s'intéressent aux risques infectieux liés à l'exposition aux bioaérosols issus des unités de compostage (LE GOFF et al., 2011) ; (DE LENTDECKER C., 2009) ; (Health and Safety Laboratory, 2010) ; (FRANCOIS G., 2005) essentiellement chez les travailleurs et plus rarement chez les riverains. Les résultats des enquêtes épidémiologiques en conditions professionnelles convergent sur de nombreux points : elles mettent en évidence l'excès de risque des atteintes de l'appareil respiratoire, des troubles du système digestif (nausées et diarrhées) et des irritations cutanéomuqueuses (yeux, nez, peau). Concernant les effets sanitaires pour les riverains des installations, l'étude la plus importante a été menée en Allemagne. Après ajustement sur divers facteurs (dont la sensibilité aux nuisances olfactives et la présence d'une autre source de bioaérosols domestiques), cette étude donne des résultats en faveur d'une augmentation de la prévalence de certains symptômes décrits plus haut avec des concentrations en micro-organismes de l'ordre de 10^5 UFC/m³. Un lien statistiquement significatif entre la durée de résidence dans la zone la plus proche du site et l'existence d'épisodes de bronchites au cours de l'année est également mis en évidence (HERR C.E.W., ZUR NIEDEN A., JANKOFSKY M. et al., 2003)). Enfin, à la lecture des études épidémiologiques, il semble possible que des effets sanitaires puissent être détectés chez des personnes hypersensibles même au-delà de 200 mètres (SAINT-OUEN M., CAMARD J-P., HOST S. et al., 2008). L'existence possible d'autres sources en cause ne doit cependant pas être écartée.

3.2.1.4 ETUDES MENEES AUTOUR DES CENTRES DE METHANISATION

A l'heure actuelle aucune étude épidémiologique, même professionnelle, n'a été identifiée dans la littérature.

3.2.2 1ETUDES D'IMPREGNATION

3.2.2.1 PRINCIPE GENERAL

Les études d'imprégnation permettent de caractériser la dose interne de polluant par le dosage de polluants ou de bio-marqueurs dans les milieux biologiques des individus (sang, urine, cheveux, lait maternel, etc.). Ces méthodes présentent l'avantage d'être précises, mais posent de nombreux problèmes en matière de coût (utilisation d'appareils spéciaux) et de méthodologie (identification des biomarqueurs et matrices biologiques d'intérêt, qualité des mesures, représentativité des échantillons et interprétation). La connaissance des sources d'exposition nécessite, dans ce cas, la reconstruction des doses par la mise en œuvre de modélisation pharmacocinétique (modélisation PBPK). Les études d'imprégnation ne permettent pas d'apprécier les risques sanitaires qui pourraient découler d'une éventuelle surexposition, tâche réservée à l'épidémiologie. Ces études permettent néanmoins

de fournir quelques points de référence afin de juger de la gravité relative des niveaux d'imprégnation observés.

3.2.2.2 ETUDES SPECIFIQUES AUX FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES

- Autour des incinérateurs, les études d'imprégnation biologique conduites par l'InVS et l'Afssa et rendues publiques en 2009, pour les riverains exposés au panache d'un incinérateur d'ordures ménagères, sont raisonnablement rassurantes (InVs - Afssa, 2009). Ce bilan national a été réalisé auprès de 1 030 personnes tirées au sort, âgées de 30 à 65 ans, résidant à proximité de huit UIOM de tailles différentes et plus ou moins polluantes. Les résultats ont montré que les concentrations moyennes en dioxines, plomb et cadmium sont similaires chez les personnes exposées et non exposées aux émissions d'incinérateurs, sauf pour le cas des riverains forts consommateurs de produits animaux locaux ayant connu des rejets importants de dioxines par le passé. Une étude française plus ancienne a par ailleurs montré que les concentrations en dioxines et furanes dans le lait maternel de femmes ayant vécu au moins cinq ans à proximité de l'UIOM de Gilly-sur-Isère (incinérateur de petite taille fortement polluant) sont comparables à celles mesurées sur un échantillon national de population de mères (InVS, CAREPS, 2000). Une étude belge, réalisée en 2005, a été conçue dans le but d'évaluer l'impact des incinérateurs sur la charge corporelle en dioxines des riverains des installations (FIERENS S., FOCANT J-F., EPPE G. et al., 2005). Cette étude a permis de montrer que la charge corporelle en dioxines, pour la population générale, a diminué de 50% en 30 ans. Les riverains des incinérateurs présentent cependant encore aujourd'hui des niveaux d'exposition comparables à ceux observés à la fin des années 1980, soit des valeurs équivalentes à celles que l'on peut observer chez les gros consommateurs de poissons ou chez certains fumeurs. Ces observations présentent l'intérêt de permettre, sur la base d'indicateurs biologiques, d'estimer la marge de sécurité que représente la norme actuelle d'émission de dioxines pour les incinérateurs.
- Concernant les centres de stockage, la seule étude française est celle coordonnée par le Réseau Santé Déchets (HOURS M., ANZIVINO L., ASTA J., et al., 2001). Elle concerne les travailleurs, décrit les postes de travail et fournit des mesures de polluants dans les ambiances de travail. Une symptomatologie fonctionnelle, témoignant d'une atteinte irritative ou immunoallergique des voies respiratoires et du revêtement cutanéomuqueux, est observée chez les salariés sans qu'il y ait perturbation de la fonction respiratoire. Le chrome est le seul élément qui soit plus élevé chez les salariés et qui augmente entre début et fin de poste. La spéciation du chrome n'a pas pour autant été étudiée.
- Pour les unités de compostage, les travaux se sont penchés sur la recherche de marqueurs immunologiques de contamination en évaluant la concentration en anticorps dirigés contre certains champignons, actinomycètes ou endotoxines. Les concentrations, parfois élevées, mesurées n'ont pas pu être reliées à l'exposition ainsi qu'aux symptômes retrouvés chez les sujets exposés (BUNGER J., ANTLAUF-LAMMERS M., SCHUTZ TG. et al., 2003). Quelques études ont par ailleurs permis d'estimer

l'exposition des travailleurs et riverains aux bioaérosols autour d'une unité de compostage. Une étude réalisée par le Health and Safety Executive a permis de confirmer la forte diminution des niveaux de bioaérosols en s'éloignant de la source d'émission (Health and Safety Laboratory, 2010). Dès 50 m les concentrations mesurées se rapprochent des valeurs usuelles dans l'environnement : les concentrations en bactéries totales sont inférieures à 1000 UFC/m³ à 100 m et à 200 m du site, l'impact de l'installation n'est en général plus détectable.

Aucune étude n'a été identifiée pour les méthaniseurs de déchets ménagers.

3.2.3 L'ANALYSE DU CYCLE DE VIE

3.2.3.1 PRINCIPE GENERAL

L'évaluation environnementale est une démarche désormais obligatoire pour les plans d'élimination des déchets ménagers. Elle a pour objectif de renforcer la prise en compte de l'environnement en amont des projets et d'assurer le suivi dans le temps de cette prise en compte, notamment à travers l'information du public. Toutefois, cette évaluation implique l'appréhension de multiples phénomènes et effets potentiels sur l'environnement ou la santé, aussi bien locaux (pollution de l'air ambiant, risque pour les riverains et les travailleurs, etc.) que délocalisés (gaz à effet de serre, émission ou épandage de substances participant à l'acidification des milieux, à l'eutrophisation des cours d'eau, etc.). Or, l'impact des risques délocalisés, à une échelle géographique aussi importante que celle du département ou de la région, est plus difficile à évaluer car il dépend non seulement des caractéristiques locales et globales du site, mais également des volumes de substances mis en jeu, leur capacité à persister dans l'environnement et à se disperser. En tout état de cause, la démarche doit être adaptée à la nature des plans et ne peut donc être analogue à celle réalisée dans le cadre des études d'impact de projets. Pour cela, les approches d'analyse du cycle de vie (ACV) peuvent être utilisées pour l'analyse environnementale des filières de gestion des déchets.

Développée à la fin des années 1960, la méthodologie ACV vise à estimer les impacts environnementaux des activités industrielles ou des produits tout au long de leur cycle de vie et de proposer des priorités d'action. L'ACV traite l'ensemble des enjeux environnementaux tels que l'effet de serre, l'eutrophisation des cours d'eau, l'acidification des milieux, la destruction de l'ozone stratosphérique, la réduction des facteurs abiotiques et, depuis quelques années, l'impact sur la santé humaine. Développée par la SETAC (Society of Environmental Toxicity And Chemistry), l'ACV a été normalisé par l'Organisation Internationale de Normalisation entre 1997 et 2002 (normes ISO 14040 et 14044) et jouit aujourd'hui d'une reconnaissance internationale. En 2002, le Programme des Nations Unies pour l'environnement (Pnue) s'est joint à la SETAC afin de créer une initiative internationale relative à l'ACV.

L'ACV permet d'évaluer un produit ou système sur tout son cycle de vie en quatre étapes :

- définition des objectifs et du champ de l'étude (systèmes étudiés),
- inventaire des flux de matières et d'énergie entrant et sortant pour chaque système,

- évaluation des impacts environnementaux potentiels permettant de quantifier la contribution potentielle du système aux grandes problématiques environnementales : effet de serre, acidification des milieux, etc.
- interprétation des résultats et réalisation d'études de sensibilité afin de vérifier la robustesse des résultats.

L'ACV est une méthode globale qui se distingue des approches locales et ponctuelle, et qui leur est donc complémentaire.

De nombreux modèles d'analyse environnementale fondés sur l'approche du cycle de vie existent, mais le modèle IWM développé par Mc Dougall semble le plus utilisé dans les études. Selon les études, entre 2 et 24 scénarios peuvent être définis et comparés (CHERUBINI F., BARGIGL S., ULGIATI S., 2008) ; (OZELER D. , YETIS U. , DERMIRER G.N., 2006) ; (BOVEA M.D. , IBANEZ-FORES V., GALLARDO A., COLOMER- MENDOZA F.J., 2010). La plupart des études intègrent en premier lieu le scénario actuellement mis en place et qui doit être amélioré, puis différentes options d'amélioration sont testées : intégration du recyclage, compostage ou méthanisation, valorisation énergétique pour les filières d'incinération et de stockage, etc. Les différentes méthodes de collecte et de transport des déchets peuvent également être testées entre les points de collecte et de traitement, mais également entre chaque filière de traitement (dans le cas où celles-ci se situent sur des sites différents) (BANAR M., COKAYGIL Z., OZKAN A., 2009). Concernant les effets sanitaires, plusieurs méthodes d'ACV « sanitaire » ont développé leurs propres indicateurs. Ces méthodes ne sont pas toutes fondées sur les mêmes principes de l'évaluation des risques sanitaires, les mêmes modèles voire les mêmes données d'entrée. A ce jour aucune méthode de référence n'est utilisée bien que la méthode USETOX ait été développée dans ce sens. Cette méthode qui se veut consensuelle, est actuellement en cours d'examen par les membres de l'initiative UNEP/SETAC.

3.2.3.2 ETUDES SPECIFIQUES AUX FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES

Quelques études faisant intervenir l'ACV ont été réalisées dans le domaine du traitement des DMA. L'objectif premier de ces études est d'identifier la meilleure option de traitement des DMA qui soit à la fois la plus respectueuse de l'environnement et la plus réaliste pour la municipalité concernée. Ces études répondent le plus souvent à des pressions gouvernementales imposant la mise aux normes des centres de traitements actuels ou la réduction du recours au stockage. Les éléments ci-après peuvent être soulignés, d'après ces études :

- Le stockage apparaît comme la filière d'élimination des déchets la plus pénalisante pour l'environnement en termes d'émissions de gaz à effet de serre (CH₄, CO₂), de substances responsables de l'acidification des milieux (SO₂, NO_x, H₂S, HCl, HF) et de l'eutrophisation des cours d'eau (N-total, P- total). De plus, les centres de stockage sont des installations qui peuvent être suivies pendant près de 60 ans : en période de chantier, d'exploitation (entre 10 et 30 ans) et de post-exploitation (30 ans). Cependant, à l'heure actuelle, aucun scénario de gestion des déchets ne peut se passer totalement du recours au stockage pour les déchets ultimes.
- L'incinération, quand elle est envisagée dans les scénarios (certaines municipalités préférant éliminer d'emblée cette filière du fait de la pression des riverains), est considérée par certaines études comme la plus dangereuse

pour l'environnement et la santé humaine. Ce résultat s'explique essentiellement par la gestion ultérieure des produits d'incinération (REFIOM et mâchefers) considérés comme des déchets dangereux¹. Par ailleurs, les rejets des UIOM et les moyens de maîtrise de ces émissions ne sont pas précisés dans les études, or une étude allemande (WITTMAIER M., LANGER S., SAWILLA B., 2009) montre que l'utilisation optimale de l'incinération peut permettre de réduire de moitié les émissions de gaz à effet de serre en comparaison avec le stockage d'une même quantité de déchets.

- Les systèmes couplant le recyclage et/ou traitement de la biomasse (méthanisation ou compostage) avec le stockage des déchets ultimes en favorisant la valorisation du biogaz, sont les scénarios les plus pertinents en termes d'impact sur l'environnement (effet de serre, acidification, eutrophisation, réduction de l'ozone stratosphérique). Ce type de scénarios permet une réduction jusqu'à 80% de l'envoi des déchets en centre de stockage et le biogaz produit est valorisé en énergie thermique ou électrique, il peut même se substituer au gaz naturel (biogaz produit par la méthanisation). Une étude italienne réalisée pour la ville de Rome (CHERUBINI F., BARGIGL S., ULGIATI S., 2008) montre qu'en couplant tri, recyclage, méthanisation, incinération et stockage des déchets ultimes, près de 16% de la demande en électricité de la ville (incinération) et 8% de la consommation en gaz naturel (méthanisation) est assurée par le système de gestion des déchets. Par ailleurs, les émissions de CO₂ et NO₂ issues du compostage et de la méthanisation ne sont pas considérées comme pouvant contribuer au réchauffement climatique dans l'étude, car elles ne proviennent pas de la combustion d'énergies fossiles. Dans le même temps, ces scénarios sont considérés responsables d'une augmentation de 20% de la consommation en énergie fossile en multipliant le transport des déchets entre les unités de traitement. Cette différence de considération des effets pour les mêmes substances peut être discutée.

Enfin l'ensemble des études montrent que l'élimination de 1 g de déchets conduit à la production de 0,3 g de déchet supplémentaire. Ce constat appelle à la réduction à la source des déchets en encourageant les démarches de réutilisation et de recyclage (CHERUBINI F., BARGIGL S., ULGIATI S., 2008). Aussi, le système de gestion des déchets le plus raisonnable en termes d'impact sur l'environnement et le moins énergivore doit se baser en premier lieu sur la réduction à la source des déchets (réduction de la fréquence de la collecte et du volume de déchets à traiter, incitation à la prévention, le réemploi et le recyclage) (OZELER D. , YETIS U. , DERMIRER G.N., 2006).

3.2.4 L'ÉVALUATION QUANTITATIVE DES RISQUES SANITAIRES

3.2.4.1 PRINCIPE GENERAL

L'outil épidémiologique a tout d'abord été utilisé en France et au niveau international pour évaluer les impacts sanitaires des installations de traitement des déchets. L'évaluation quantitative des risques sanitaires permet de structurer l'information, y

¹ En France, les REFIOM vont obligatoirement en installation de stockage de déchets dangereux ce qui limite l'impact de ces résidus.

compris épidémiologique et toxicologique, afin d'en faire un outil opérationnel d'aide à la décision. Elle permet de surmonter les limites de faisabilité et d'interprétation liées à l'approche épidémiologique (faible risque encouru, taille réduite des populations, effets non spécifiques des polluants, projection temporelle).

L'évaluation quantitative des risques sanitaires (EQRS) est une démarche structurée dont l'objectif est d'aider à fonder les décisions visant, sur des bases scientifiques, à protéger la santé publique des facteurs environnementaux liés aux activités humaines. Cette démarche a pour objectif de proposer des mesures de gestion en croisant et intégrant des données issues de la toxicologie, l'épidémiologie mais aussi la métrologie environnementale. Les études se référant à l'EQRS doivent respecter deux principes majeurs mis en avant : la cohérence et la transparence. La cohérence traduit une certaine homogénéité dans les choix opérés. Elle impose l'usage des meilleures connaissances scientifiques du moment et de règles systématiques pour recueillir et traiter l'information, choisir les méthodes et les hypothèses de calcul. La transparence consiste à présenter les matériels et méthodes utilisés et les critères ayant permis de les sélectionner, à fournir les calculs intermédiaires et à référencer toutes les sources bibliographiques et documentaires. L'EQRS doit donc rechercher l'actualité, l'exhaustivité et la reproductibilité mais ses résultats doivent également pouvoir être discutés en toute transparence.

La démarche générale d'évaluation des risques sanitaires a été mise en place aux Etats Unis dans les années 1980. Elle a notamment été définie dans le document de l'Académie des Sciences de 1983 intitulé : "*Risk assessment in the federal government, managing the process*". Le National Research Council (NRC) définit alors l'évaluation des risques sanitaires comme "l'utilisation de faits [scientifiques] pour définir les effets sur la santé d'une exposition d'individus ou de populations à des matériaux ou à des situations dangereuses". La démarche proposée comporte quatre étapes : l'identification des dangers, la définition de la relation dose-réponse, l'évaluation de l'exposition humaine et la caractérisation des dangers.

L'élaboration du schéma conceptuel d'exposition (SCE) sert de base à l'évaluation des risques sanitaires. Cet état des lieux constitue une phase préliminaire d'étude et de réflexion qui permet d'appréhender les niveaux de pollution des milieux et les voies d'exposition potentielles pour l'homme, au regard des activités et des usages qui existent sur le site et dans son environnement. Le risque (R) présenté par une installation émettrice de polluants est le résultat de la coexistence de trois facteurs : le danger (D), les voies de transfert (VT) et la présence d'une cible (C). Ainsi le schéma conceptuel d'exposition synthétise une situation réelle observée sur le terrain, puis l'EQRS permet de déterminer le niveau de risque associé à cette situation.

L'évaluation quantitative des risques sanitaires est utilisée dans les domaines relatifs aux substances chimiques : les évaluations des risques sanitaires liés aux sites et sols pollués et les évaluations des risques sanitaires dans le cadre d'une étude d'impact (ERSEI) des dossiers de demande d'autorisation d'exploiter une ICPE (demande initiale ou extension). C'est dans ce dernier cadre qu'ont été réalisées les études de l'INERIS relatives aux installations d'élimination et de traitement des déchets analysées dans cette étude.

3.2.4.2 ETUDES SPECIFIQUES AUX FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES

Des incidents survenus dans le passé ont révélé le fort intérêt des populations (et des médias) pour les questions d'ordre environnemental ou sanitaire. Ainsi, les projets de création ou d'extension d'une installation de traitement ou de stockage des déchets soulèvent encore aujourd'hui des interrogations relatives aux conséquences sur la santé des populations. Les études d'impact (ERSEI), réalisées dans le cadre des demandes d'autorisation d'exploiter une ICPE, ont notamment pour objectif de répondre à ces interrogations.

Dans ce contexte, la Direction de la Prévention de la Pollution et des Risques (Ministère en charge de l'Ecologie) a demandé à l'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE) de rédiger des guides méthodologiques pour les quatre grandes filières de traitement et d'élimination des DMA : l'incinération, le compostage, les installations de stockage et de méthanisation. Ils doivent tout à la fois permettre une harmonisation des évaluations des risques sanitaires dans le contexte français et décliner spécifiquement pour chacune des filières de traitement, les objectifs et les moyens matériels et méthodologiques connus ainsi que les critères sur lesquels fonder les choix lorsque plusieurs possibilités s'offrent à l'évaluateur. Ces travaux se placent dans une démarche prospective (installations futures, extensions d'installations existantes ou mise à jour décennale), en tant qu'outil opérationnel pour la réalisation du volet sanitaire des études d'impact.

Des groupes de travail ont été constitués afin de réunir l'ensemble des acteurs impliqués sur le terrain. Ces groupes, de composition variable selon le guide, étaient constitués de représentants du Ministère chargé de l'environnement, du Ministère chargé de la santé, de l'ADEME, de l'InVS, de l'INERIS, du BRGM, des acteurs du domaine du déchet (la FNADE et industriels du déchet), de représentants d'établissements de l'enseignement supérieur (EHESP, INSA).

La validité de ces documents dépend de la prise en compte de différents paramètres. En effet, l'EQRS demande d'établir clairement quelles pollutions, voire quelles nuisances, sont considérées mais également quels voies et scénarios d'exposition (durée, fréquence d'exposition, type de population) sont à considérer. Les guides sectoriels et études d'évaluation des risques sanitaires disponibles pour l'ensemble des filières étudiées sont présentés dans le Tableau 1 :

	Guide sectoriel	Autres études
Incinération	Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM (ASTEE, 2003).	- Etat des lieux des connaissances scientifiques sur l'impact sanitaire (SFSP, 1999) ; (Comité de la prévention et de la précaution, 2004).
Stockage	Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre d'une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés (ASTEE, 2005).	- Travaux d'évaluation des risques sanitaires (InVS, 2005). - Etudes des émissions de bioaérosols (DELERY L., INERIS, 2003).

Compostage	Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation (ASTEE, 2006a).	- Etude sur les éléments à prendre en compte dans l'EQRS (ENSP, 2002). - Etudes des émissions de bioaérosols (INERIS, 2008b) ; (SCHLOSSER O., HUYARD A., 2008).
Méthanisation	Aucun guide pour l'ERS.	- Vade mecum du porteur de projet de méthanisation des déchets (ASTEE, 2006b). - Synthèse des compositions et émissions issues du biogaz (INERIS, 2009a).

Tableau 1 : Guides sectoriels et études d'évaluation des risques sanitaires disponibles pour les filières étudiées

- Quelques études d'évaluation des risques sanitaires se sont penchées sur les effets sanitaires au sein des populations situées à proximité d'incinérateurs répondant aux nouvelles normes d'émissions. Toutes concluent, qu'au regard des connaissances disponibles, la modernisation des installations et le respect des valeurs réglementaires de rejets doivent permettre de garantir des niveaux de risques faibles du point de vue de la population (SFSP, 1999). L'impact prépondérant reste attribué aux émissions de dioxines et, dans une moindre mesure, aux émissions de certains métaux lourds (cadmium, mercure, plomb) ainsi qu'aux particules (SAINT-OUEN M., CAMARD J-P., HOST S. et al. 2008).
- Pour les installations de stockage conformes à la réglementation de 1991 (voir annexe 1), le seul excès de risque de cancer a été trouvé dans l'étude de l'InVS pour l'arsenic via l'ingestion d'eau de boisson en scénario conservatoire. Dans le cas d'anciennes décharges, d'autres substances se révèlent problématiques : le benzo(a)pyrène, le 1,2 dichloroéthane pour les effets sans seuil, le cadmium, le chrome VI pour les effets à seuil (InVS, 2005). A l'étranger, l'évaluation des risques liés aux substances organiques présentes dans les lixiviats montre que les excès de risque sont non négligeables pour le chlorure de vinyle, le 1,1,2 trichloroéthane et le benzène (InVS, 2005). Ceci souligne la nécessité de disposer de mesures nationales pour ce type de substances.
- Les études d'évaluation des risques sanitaires liés à la filière de compostage indiquent que la situation générale n'apparaît pas particulièrement préoccupante pour les riverains des installations. Toutefois, les niveaux de connaissance du terme source, très variable, doivent encore être consolidés. Le risque pour les travailleurs semble davantage problématique.
- Bien qu'elles ne concernent pas spécifiquement la méthanisation des déchets ménagers, les études disponibles à l'heure actuelle semblent conclure à l'absence de risque sanitaire. Néanmoins les niveaux de connaissances sont, là encore, très insuffisants.

3.2.5 BILAN

Les installations de traitement et d'élimination des DMA sont à l'origine de rejets atmosphériques, facteurs d'impacts potentiels sur la santé et l'environnement. La toxicité de certaines substances est avérée et l'homme peut être exposé à ces polluants de multiples manières : inhalation, ingestion d'aliments contaminés produits à proximité de l'installation, etc. Ce constat justifie à la fois les inquiétudes des riverains des centres de traitement des DMA et les études qui ont été réalisées afin de caractériser l'impact sanitaire et environnemental des différentes filières. Ces études peuvent être de plusieurs ordres : études d'imprégnation, études épidémiologiques, analyse du cycle de vie et évaluation quantitative des risques sanitaires.

L'état de l'art réalisé ici montre que la littérature concernant l'impact éventuel des installations de traitement des DMA est hétérogène, tant sur les modes d'évaluation que sur les filières étudiées, ainsi que sur la qualité des études et les effets étudiés. Les études épidémiologiques et les études d'imprégnation ont été fortement employées ces dernières années, suite aux pressions des riverains et élus locaux, afin de caractériser les éventuels risques sanitaires engendrés par les UIOM. L'étude de l'impact environnemental est quant à elle quasi inexistante. Les quelques analyses de cycle de vie (ACV) ont eu pour objectif d'identifier le meilleur système de gestion des déchets (de la collecte à l'élimination), en termes d'impacts sur les milieux et la santé. Finalement l'évaluation quantitative des risques (EQRS), largement employée dans le volet sanitaire régalién des études d'impact, est l'outil le plus utilisé, à l'heure actuelle, pour caractériser les risques sanitaires liés aux filières de traitement des DMA.

Des guides sectoriels ont été rédigés au cours des dix dernières années afin de faciliter la réalisation des évaluations quantitatives de risques sanitaires dans les études d'impact (ERSEI). Un retour d'expérience concernant l'utilisation de ces guides pour les différentes filières évoquées ici est réalisé ci-après. Pour chaque filière, les limites liées à l'utilisation des autres outils d'évaluation de l'impact environnemental et sanitaire sont également analysées.

4. ANALYSE ET PROPOSITION D'AMELIORATION DES OUTILS D'EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS MENAGERS ET ASSIMILES : RETOUR D'EXPERIENCE SUR L'UTILISATION DES OUTILS D'EVALUATION DE L'IMPACT SANITAIRE ET ENVIRONNEMENTAL

En pratique, les études menées autour des sites de traitement des déchets sont hétérogènes, tant sur les effets étudiés que sur la qualité des données. Les effets possibles sur la santé des riverains d'incinérateurs sont amplement décrits dans la littérature (les liens n'étant pour autant pas démontrés et les facteurs de confusion nombreux). En revanche, pour les autres installations de traitement des DMA, les données concernent essentiellement ou exclusivement des expositions professionnelles qui sont différentes de celles rencontrées dans l'environnement. Par exemple, pour un même polluant, la principale voie d'exposition des salariés est aérienne avec l'inhalation de gaz ou de particules alors que, pour la population générale, elle est davantage liée au dépôt des polluants sur les sols et les végétaux autour des sites (As, Pb, etc.). Si les études épidémiologiques ont été souvent utilisées afin de répondre aux questionnements des acteurs de la gestion des déchets et aux inquiétudes des riverains, il s'agit d'études lourdes, compliquées à mettre en place, coûteuses et longues. De plus, la plupart des études ne peuvent apporter de réponse pour un site donné car elles manquent de puissance statistique (nombre d'exposés trop faible). Ainsi l'EQRS paraît être la méthode la plus appropriée pour la caractérisation des risques sanitaires dans une démarche prospective d'aide à la décision. Les guides sectoriels ont été développés dans l'objectif de proposer un cadre méthodologique fondé sur des bases scientifiques facilitant la réalisation des évaluations des risques sanitaires dans les études d'impact. Cet outil rapide et peu coûteux a donc été amplement appliqué à toutes les filières de traitement des déchets, à l'exception de la méthanisation. Enfin il apparaît que l'impact environnemental global des unités de traitement est très peu évalué en France et répond à une démarche volontaire des municipalités.

4.1.1 LIMITES DES ETUDES EPIDEMIOLOGIQUES ET ETUDES D'IMPREGNATION

Les limites citées par les auteurs des études épidémiologiques sont nombreuses. Des biais de déclaration sont reliés par exemple aux enquêtes dans lesquelles les sujets sont interrogés sur leurs pathologies sans diagnostic médical. Des biais de sélection peuvent d'autre part apparaître dans les études menées en milieu professionnel (effet du travailleur sain). La difficulté majeure semble concerner la caractérisation de l'exposition des sujets. Par exemple, les données techniques concernant les installations sont souvent non renseignées dans les études épidémiologiques et les études d'exposition, de même que le profil et la quantité de déchets traités sur les sites, l'environnement proche ou les données géographiques. Pour la majorité des études, notamment multi-sites, l'exposition des populations a ainsi été évaluée par la distance du lieu de résidence sans tenir compte des facteurs topographiques et de l'influence des vents qui peuvent être prédominants dans le cas de rejets atmosphériques ou de la présence éventuelle d'autres installations industrielles à proximité. Par ailleurs, la mesure de biomarqueur d'exposition seule n'est utilisée que dans quelques rares études car elle ne

permet pas de connaître l'origine ou l'effet sanitaire de l'exposition aux polluants mesurés.

4.1.2 ANALYSE DU CYCLE DE VIE ET EVALUATION QUANTITATIVE DU RISQUE SANITAIRE

Même si, en apparence, ACV « sanitaire » et EQRS présentent un cheminement voisin (voir Tableau 2), l'analyse des deux méthodes révèle de nombreux points de divergences (M. BOIZE, A.L BORIE, A. LANDRIN et al. 2008).

Tableau 2 : Comparaison des méthodes ACV et EQRS

ACV	EQRS
❶ Définition des objectifs et des limites du système étudié	❶ Collecte de données - Identification des dangers
❷ Inventaire des émissions et extractions	❷ Evaluation de l'exposition
❸ Analyse de l'impact sanitaire des substances	❸ Détermination de la relation dose-réponse
❹ Interprétation des résultats	❹ Caractérisation du danger et description des incertitudes

A l'inverse de l'EQRS qui se pratique à une échelle locale et évalue les risques potentiels pour une population déterminée, l'ACV évalue un produit sur tout son cycle de vie et est amenée à considérer une population à l'échelle globale sans spécificité. Il s'agit d'une méthode d'évaluation environnementale d'un produit, impliquant une analyse de l'ensemble du cycle de vie et ne peut donc pas disposer d'un degré de précision équivalent à celui de l'EQRS (BOIZE M., BORIE A.L, LANDRIN A. et al., 2008). Les principales lacunes de l'ACV face à l'EQRS sont :

- l'absence d'actualisation des données. En effet, à la différence des données utilisées dans l'EQRS (exposition, toxicologie, épidémiologie), actualisées en fonction des connaissances scientifiques, les facteurs de caractérisation utilisés en ACV apparaissent figés et non modifiables par l'utilisateur de la méthode ;
- la forte simplification de la réalité nécessaire au calcul d'impact par l'ACV. Cette simplification intervient notamment dans la définition des paramètres spatio-temporels de l'exposition ce qui fournit un résultat éloigné de l'exposition réelle des populations ;
- l'interprétation des résultats de l'ACV « sanitaire » exprimés par catégorie d'impact et en kg équivalent d'une substance de référence. Or, non seulement, les substances associées à une catégorie d'impact n'ont pas forcément le même effet que la substance de référence de cette catégorie, mais les kg éq. dépendent de paramètres de mortalité et morbidité basés sur des jugements d'experts datant de 1996 et non actualisés depuis.

Deux études ont par ailleurs permis de discuter les restrictions possibles à l'utilisation de la méthodologie ACV en tant qu'outil d'évaluation de l'impact environnemental et sanitaire des systèmes de gestion des déchets (EKVALL T., ASSEFA G., BJORKLUND A. et al., 2007) ; (WINKLER J., BILITEWSKI B., 2007). Les limites mises en évidence sont les suivantes :

- à chaque modèle est associé une base de données utilisée pour l'inventaire du cycle de vie, or ces bases de données sont figées et pas suffisamment actualisées en fonction de l'état de l'art. L'utilisateur se trouve dans l'incapacité technique de modifier ces valeurs, au risque d'utiliser des données erronées et/ou obsolètes (relations dose-réponse, flux d'émissions, etc.) ;
- de plus, peu d'informations sont disponibles sur l'origine des données utilisées dans les modèles qui deviennent de véritables « boîtes noires ». Il paraît donc indispensable que ces bases de données soient renseignées et accessibles à l'utilisateur afin de pouvoir discuter le degré d'incertitude des résultats obtenus ;
- les ACV se basent sur des données disponibles aujourd'hui pour évaluer des systèmes qui seront utilisés pendant plusieurs dizaines d'années, or une technologie appropriée aujourd'hui ne le sera peut-être pas dans le futur ;
- une part importante du résultat de l'ACV est liée à la capacité du modèle choisi à représenter de manière fine tous les aspects d'un système de gestion des déchets réel. Or le coût d'une étude dépend directement de la précision du modèle utilisé. Mais il faut également noter que le choix d'un modèle pour un cas donné dépend de l'objectif visé et de la précision attendue par l'étude : le recours à un modèle complexe ne garantit pas de meilleurs résultats et l'utilisation de modèles simplifiés ne conduit pas nécessairement à l'obtention de résultats irréalistes s'ils représentent correctement le système réel ;
- les ACV traitent la problématique de la gestion des déchets à l'échelle globale et les modèles utilisés ne sont pas déclinés à chaque région ou même pays. Or les effets de certaines substances rejetées ne seront pas les mêmes selon la zone d'émission : en Suède l'effet du SO₂ est par exemple plus important qu'en Grèce (EKVALL T., ASSEFA G., BJORKLUND A. et al., 2007). De plus les modèles considèrent une somme de substances émises (HAP, COV, COT, etc.) et non les substances prises individuellement et les effets ne sont donc pas distingués ;
- les modèles ACV sont des modèles linéaires fonctionnant en régime permanent. Dans ce cas les modèles indiquent que le recyclage est la filière ayant le moins d'impact sur l'environnement, or en réalité l'impact du recyclage n'est pas une fonction linéaire du taux de collecte des déchets. En effet, il existe une activité initiale à la mise en marche du système, puis à très fort taux de recyclage, l'augmentation des activités de transport et la consommation d'énergie implique une augmentation des émissions générées à chaque tonne de déchets supplémentaire traitée. Ainsi les ACV ne permettent pas de déterminer le flux optimal de déchets à traiter pour un système donné ;
- les ACV utilisent des valeurs moyennes dans les calculs. Ceci ne pose pas de problème si l'objectif de l'étude est de comparer différentes options de gestion des déchets, mais les modèles ne peuvent déterminer l'impact d'un système sur l'état initial local car en réalité les changements imputés ne seront pas les mêmes pour toute la zone d'étude ;

- lorsque l'impact sanitaire est étudié, la méthode d'évaluation n'est pas précisée (substances considérées, flux d'émissions, population cible, etc.), ce qui ne permet pas de discuter ou de comparer les résultats obtenus dans les études. De plus, le potentiel toxique est exprimé en kg de poids corporel par tonne de déchets traités, unité peu interprétable en évaluation des risques sanitaires ;
- les résultats obtenus par ACV présentent une grande variabilité en fonction des modèles utilisés. Par exemple, les valeurs d'émission minimales modélisées pour les scénarios stockage et incinération peuvent être égales aux valeurs maximales trouvées pour le recyclage. D'un point de vue strictement scientifique, les auteurs concluent à l'inacceptabilité d'un tel degré de variation des résultats.

L'ensemble de ces limites pose donc la question de la pertinence de l'évaluation sur des critères environnementaux voire sanitaires des systèmes de gestion des déchets, car l'image actuelle des impacts globaux, basés sur les résultats de modélisation d'ACV, n'est pas claire et ne donne qu'une idée générale des impacts réels. Les utilisateurs de la méthodologie doivent donc garder à l'esprit que l'ACV n'est pas un outil scientifique mais une méthodologie d'évaluation théorique de l'impact d'un système sur l'environnement. Ainsi, pour une application raisonnée de l'ACV dans la gestion des déchets, l'utilisateur doit être conscient des limites de cet outil et bien comprendre les informations d'ordre environnemental et sanitaire générées par le modèle. Celles-ci ne sont en général, ni complètes, ni absolument objectives ou exactes. Pour les impacts sur la santé, jouant souvent un rôle primordial pour le décideur, les résultats obtenus demeurent encore très controversés du fait de l'échelle globale de l'ACV peu adaptée à des impacts sanitaires à portée locale. Les nombreuses hypothèses retenues, les extrapolations et les incertitudes associées, entachent davantage la confiance aux résultats obtenus.

C'est pour répondre en partie à ces incertitudes que de nouveaux programmes de recherche sur l'évaluation des impacts des filières de traitement des déchets sont aujourd'hui en cours. Le projet CleanWast, programme ANR PRECODD, auquel participent notamment le BRGM, l'INERIS, l'INRA et le Cemagref, vise à développer un cadre méthodologique pour l'évaluation des performances environnementales des technologies de prétraitement des déchets. L'ambition du projet est de proposer une méthode apte à fournir des indicateurs fiables afin de promouvoir des installations de prétraitement des déchets performantes, en termes d'impact environnemental et de « durabilité ». Les recherches devraient se focaliser notamment sur l'identification des consommations de ressources et des émissions (y compris diffuses) générées aussi bien à l'échelle globale qu'à l'échelle locale, et sur le développement d'outils d'analyse de cycle de vie adaptés à la comparaison de technologies et/ou de scénarios de gestion de déchets.

Les méthodes développées pourront contribuer à améliorer l'évaluation de l'impact environnemental local, aujourd'hui mal intégré dans les méthodes ACV (par exemple les impacts locaux sur les sols ou les ressources en eau), et ainsi alimenter les réflexions internationales. Ces avancées pourraient à terme être intégrées dans une méthode ACV reconnue.

4.1.3 RETOUR D'EXPERIENCE SUR LA REALISATION DES EVALUATIONS DES RISQUES SANITAIRES DANS LES ETUDES D'IMPACT (ERSEI)

Bien qu'ils ne concernent pas toutes les filières de traitement des déchets, les guides méthodologiques sur la démarche d'EQRS liée aux filières de traitement des déchets présentent l'intérêt d'établir un état des connaissances sur la réalité, la nature et l'ampleur d'un éventuel impact sanitaire de ces filières (incinération, stockage et compostage) sur les populations riveraines. Ils offrent surtout un cadre méthodologique rigoureux pour évaluer leur impact. Cependant, peu de retours d'expérience sont dénombrés et les méthodologies ne sont donc pas améliorées au fil de l'utilisation de ces guides. Il paraît donc indispensable, par un retour d'expérience, de renseigner dans quelle mesure les guides sectoriels ont été utiles à la réalisation des ERSEI. L'analyse du respect des méthodologies proposées dans les guides par les ERSEI, notamment celles réalisées par l'INERIS, permettra de répondre à cette interrogation. Il paraît également nécessaire d'identifier les points critiques de l'homogénéité entre les guides sectoriels utilisés à l'heure actuelle. Cet état des lieux devrait permettre de mettre en évidence les différences concernant les méthodes utilisées et les niveaux de connaissances disponibles pour l'ensemble des filières. En effet, les connaissances scientifiques actuelles impliquent un grand nombre d'incertitudes et d'hypothèses lors de la réalisation des EQRS, il apparaît donc comme une priorité de définir des axes de recherches permettant de combler ou, tout du moins, de réduire ces lacunes.

Les études, réalisées par l'INERIS, analysées dans ce chapitre sont présentées ci-dessous. Il s'agit :

- des EQRS rédigées par l'INERIS pour les incinérateurs d'ordures ménagères dans le cadre des études d'impact des ICPE, en général mise à jour décennale de l'EQRS ou extension de l'installation. ; des études de surveillance environnementale ont également été utilisées mais n'ont pas été identifiées dans le cadre du présent rapport ;
- des ERSEI réalisées dans le cadre d'extension de la capacité de stockage d'un site ;
- de trois études relatives à l'évaluation du risque sanitaire lié à l'installation de nouvelles unités de compostage.

Pour les besoins du présent rapport, les études INERIS réalisées dans le cadre de prestations privées n'ont pas été référencées.

4.1.3.1 ETUDE DE LA VARIABILITE DU NIVEAU DE RISQUE DANS LES ERSEI

Comme présenté précédemment, l'EQRS se base sur l'élaboration d'un schéma conceptuel d'exposition (SCE) qui synthétise les différents facteurs de risques inhérents à la situation réelle étudiée. L'EQRS a pour objectif de déterminer ensuite les niveaux de risque associés à cette situation. L'enjeu d'une EQRS est donc de transposer les données du SCE en paramètres exploitables pour la démarche de quantification. Ainsi il ressort de l'analyse comparative des ERSEI que les variables environnementales et techniques, propres à la filière et au site étudié, ainsi que les choix méthodologiques des évaluateurs influencent les niveaux du risque sanitaire calculés par EQRS. L'ensemble des facteurs d'interprétation des données du SCE en données pour l'EQRS sont synthétisés dans Figure 2 ci-dessous :

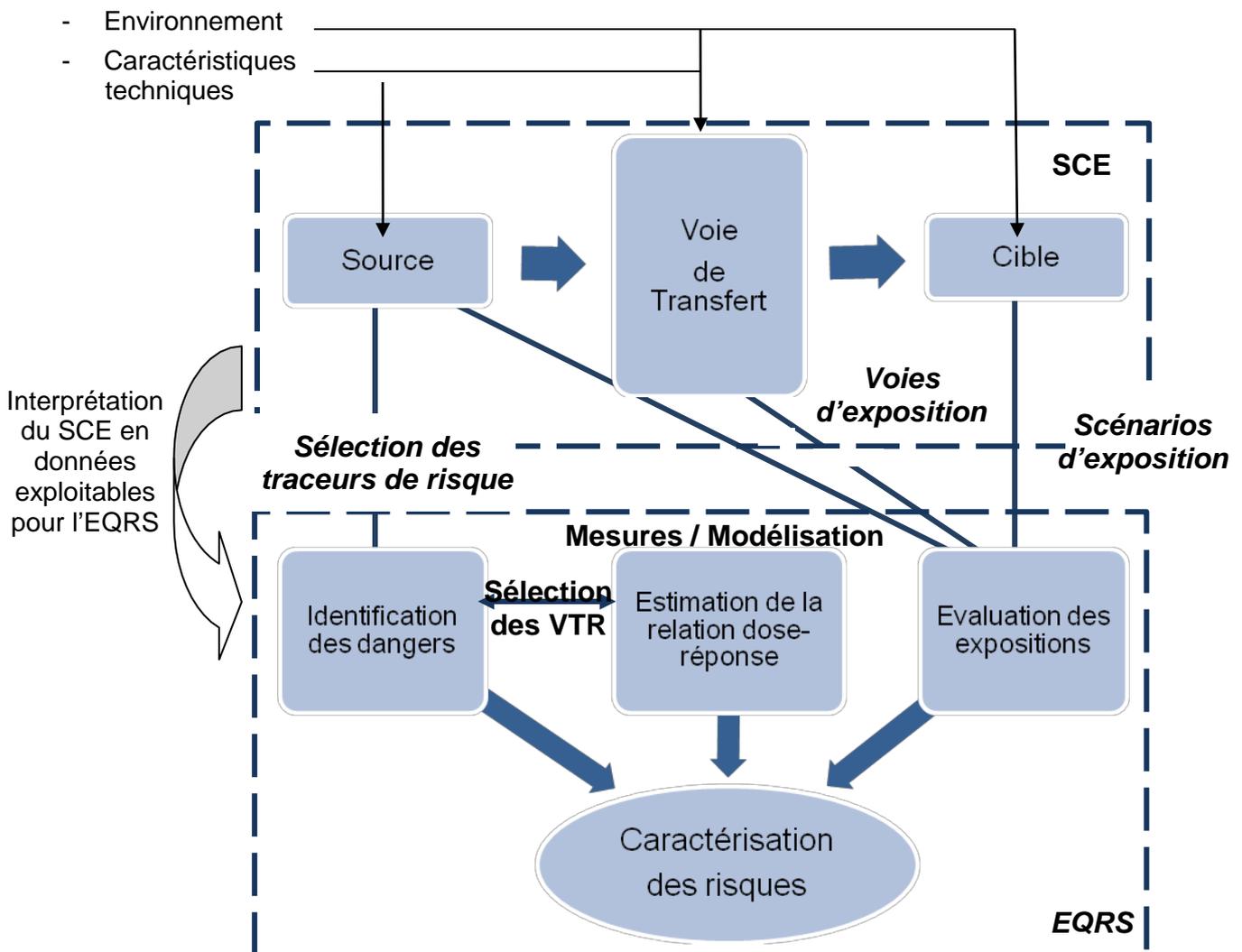


Figure 2 : Paramètres de variation dans l'interprétation du Schéma Conceptuel d'Exposition en Evaluation Quantitative des Risques Sanitaires

Quelques exemples tirés des ERSEI analysées soulignent l'influence de ces paramètres :

- les critères de sélection des traceurs de risque ne sont pas toujours les mêmes entre les différentes ERSEI. Ainsi des études réalisées pour la filière de compostage ne prennent pas en considération les mêmes polluants traceurs de risques malgré la prise en compte des mêmes substances à l'émission, mesurées sur un site de référence (INERIS, 2010). Or, le nombre et le type de traceurs de risque choisis influencent les effets considérés et le résultat du calcul d'estimation du risque, notamment la somme des excès de risque individuel (ERI) et des quotients de danger (QD). Finalement ces choix conduisent à l'obtention d'une somme de QD différent d'un facteur 10 entre les deux études. De plus, les effets sanitaires considérés sont également différents, une étude ne prenant pas en compte les effets sans seuil par inhalation (ERI) ;

- le choix d'un scénario d'exposition peut influencer le niveau de risque calculé de par les paramètres d'exposition retenus et la consommation de produits locaux estimée (qui va influencer le taux d'exposition par ingestion). Pour un même type de scénario la durée d'exposition peut varier entre 30 et 64 ans pour une même filière, ce qui conduit à des variations élevées (jusqu'à un facteur 100) entre les excès de risque calculés pour les centres de stockage des DMA;
- le choix des VTR n'est pas sans conséquence sur le niveau de risque calculé dans l'évaluation du risque sanitaire, les QD² et ERI³ étant directement proportionnels aux VTR. Pourtant les ERSEI et les guides sectoriels étudiés ont tous été réalisés entre 2003 et 2010, les données scientifiques disponibles étaient donc globalement les mêmes au moment de leur réalisation. Or l'absence de méthode standardisée de sélection des VTR conduit à des choix différents entre les études et ceci au sein d'une même filière;
- la définition de la zone d'étude peut également avoir une forte influence sur le niveau de risque calculé dans les ERSEI. En effet, la taille de la zone d'étude détermine le nombre de voies de transfert et de cibles à prendre en compte dans le schéma conceptuel d'exposition. Le choix d'une grande zone d'étude aura tendance à multiplier les voies d'exposition potentielles à considérer et ainsi augmenter le niveau de risque calculé ;
- les données techniques sont très variables, non seulement d'une filière à l'autre, mais également d'une installation à l'autre au sein d'une même filière : caractéristiques des déchets entrants, techniques de dépoussiérage, de traitement des fumées et des lixiviats, hauteur des cheminées et structure du bâtiment, sources d'émission de type continu ou discontinu. Ces paramètres influencent la nature des polluants émis et leur dispersion dans l'atmosphère ;
- les variables environnementales, synthétisées dans un schéma conceptuel, interviennent sur les voies d'exposition à prendre en compte dans l'EQRS. Par exemple, la contamination via l'eau de boisson n'est prise en compte que si les caractéristiques et les usages d'une eau souterraine ou de surface mettent en évidence une vulnérabilité du milieu (transferts possibles) et l'existence de cibles identifiées ou prévues ;
- enfin, le bruit de fond caractérise l'ensemble des pollutions auxquelles la population riveraine de l'installation est exposée. Or une seule installation, dans un environnement neutre, n'est pas forcément à l'origine d'un risque « non acceptable » pour la population, mais si la zone considérée est soumise à divers sources de pollutions exogènes, le risque global peut, quant à lui, être « non acceptable ».

² QD = DJE / VTR ou CI / VTR

³ ERI = DJE * VTR * T ou CI * VTR * T

DJE : dose journalière d'exposition

CI : concentration inhalée

T : facteur d'exposition (durée et fréquence d'exposition)

Ainsi l'ensemble de ces paramètres a été examiné lors de l'analyse des différentes ERSEI réalisées par l'INERIS et des guides sectoriels liés aux différentes filières de traitement des DMA rédigés par l'ASTEE. Les tableaux comparatifs sont donnés en Annexes 2, 3 et 4. Le paragraphe suivant synthétise les résultats des comparaisons intra et inter-filières réalisées à partir de ces tableaux.

4.1.3.2 UTILISATION DES GUIDES SECTORIELS POUR LA REALISATION DES ERSEI

4.1.3.2.1 COMPARAISON INTRA-FILIERES

Les ERSEI réalisées pour une même filière peuvent être comparées. Les choix réalisés par l'évaluateur de risque en termes d'identification des sources d'émissions, des traceurs de risque, du type d'exposition et des scénarios sont décrits et commentés dans les paragraphes suivants. Cette analyse a pour but de déterminer dans quelle mesure les guides sectoriels édités par l'ASTEE ont été utiles et suivis pour la réalisation des ERSEI étudiées dans ce rapport.

Si les sources d'émissions, les voies et scénarios d'exposition proposés dans les guides sectoriels de l'ASTEE sont bien repris dans les ERSEI sélectionnées, certains éléments sont très différents entre les guides et les études :

- Les traceurs de risques recommandés dans les guides sectoriels ne sont pas toujours repris dans les ERSEI que ce soit pour les filières d'incinération, de stockage ou de compostage. Cela vient essentiellement de l'hétérogénéité des méthodes de sélection des traceurs de risque proposées. De plus, les recommandations de l'ASTEE se basent essentiellement sur une revue de la littérature, or d'autres méthodes plus proches de la réalité peuvent être appliquées : mesures sur site lors d'un projet d'extension par exemple. L'exemple de la sélection des traceurs de risques pour la filière de compostage démontre la nécessité de recommander une méthode homogène et plus directive. Pour cette filière, le guide sectoriel recommande la réalisation de mesures des polluants émis sur un site de référence, similaire à ceux étudiés dans les ERSEI. Le choix des traceurs de risque pour l'EQRS est alors fonction de la liste des substances sélectionnées par l'ASTEE, mais également des résultats de la campagne de mesures. Ainsi les substances dont la concentration est égale au bruit de fond ambiant ne sont pas retenues dans l'évaluation du risque sanitaire. Là encore l'interprétation de résultats, pourtant identiques, n'aboutit pas à la sélection des mêmes polluants traceurs de risques, qui dépend du bruit de fond mesuré sur site. Les différentes ERSEI étudiées pour la filière de compostage ne prennent donc pas en compte les mêmes substances malgré l'utilisation d'un site de référence commun. D'autre part, il est à noter que la liste des polluants traceurs de risque sélectionnés par l'ASTEE, pour la filière de compostage, est très limitée.
- Les voies d'exposition, retenues par les guides de l'ASTEE, sont en général bien reprises dans les ERSEI selon le contexte environnemental de l'unité étudiée. Le nombre de voies d'exposition peut cependant varier d'une installation à l'autre, en fonction des conditions locales. Par exemple, la prise en compte d'éventuels transferts de polluants via les eaux de surface

ou souterraines n'est pas systématique car de moins en moins fréquents dans les nouvelles installations répondant aux exigences réglementaires. Il peut en outre être reproché au guide sectoriel lié aux ISDND de ne pas recommander l'évaluation de l'exposition via l'ingestion directe de poussières du sol (voie d'exposition privilégiée pour les enfants), qui est retenue dans les ERSEI de l'INERIS. Par ailleurs, on peut reprocher au guide sectoriel lié à la filière de compostage de juger a priori l'exposition via l'ingestion indirecte de produits animaux et végétaux non pertinente, car les substances émises ne présenteraient pas de risque pour la santé à travers cette voie selon l'ASTEE (ASTEE, 2006). Pourtant, la plupart des polluants traceurs de risque sanitaire émis par les centres de compostage peuvent être dangereux également par la voie d'ingestion (Pb, As, CrVI, etc.).

- Les guides sectoriels recommandent de considérer la durée d'exposition comme étant égale à la durée de fonctionnement de l'installation. Cependant la durée de fonctionnement est différente selon la filière mais aussi au sein d'une même filière : des durées d'exposition entre 30 et 70 ans sont définies dans les ERSEI liées aux ISDND. En effet, la durée d'exposition liée à un centre de stockage doit à la fois prendre en considération la période d'exploitation (construction, remplissage et fermeture des alvéoles) mais également la période de post-exploitation (30 ans d'après la réglementation). Or la durée d'exploitation varie en fonction de la taille du centre, ce qui influence le niveau de risque calculé pour l'exposition chronique via l'inhalation. Concernant les risques via l'ingestion, la période d'exposition est considérée égale à la durée d'exploitation et de post-exploitation du site pour les centres de stockage des déchets. Ces recommandations sont bien suivies dans les ERSEI, mais pour la filière de compostage, la durée d'exploitation n'étant en général pas renseignée, la période d'exposition est choisie égale au temps moyen de présence dans une maison (30 ans). Par ailleurs, les ERSEI étudiées détaillent les durées d'exposition via l'ingestion selon l'âge de la population considérée (enfant ou adulte). Ces détails ont un réel intérêt dans la réalisation de l'EQRS mais ne sont pourtant pas précisés dans les guides sectoriels.

Ainsi, mis à part le guide sectoriel lié aux installations de compostage qui présente quelques lacunes dans la sélection des polluants traceurs de risque, les guides sont bien suivis par les ERSEI qui ont été étudiées. Les guides sectoriels liés aux incinérateurs et centres de stockage ont été rédigés avec un niveau de connaissances disponibles raisonnable : un certain nombre d'évaluations de risque sanitaire ayant été réalisées avant la rédaction du guide. Ainsi, l'utilisation croisée du retour d'expérience des EQRS disponibles afin de rédiger les guides sectoriels puis du recours aux guides afin de réaliser les ERSEI peut expliquer le suivi des méthodologies proposées dans les guides.

4.1.3.2.2 COMPARAISON INTER-FILIERES

La comparaison inter-filières des ERSEI est plus complexe. Les sources et substances à l'émission étant différentes en fonction des filières, les scénarios d'exposition et les niveaux de risque calculés sont difficilement comparables. Seule la méthodologie (sélection des traceurs de risque, des VTR, modélisation, etc.) est discutée dans les paragraphes suivants. Cette analyse permettra d'identifier les incohérences entre les guides sectoriels rédigés pour les différentes filières.

De la définition de la zone d'étude à la prise en compte du bruit de fond en passant par la caractérisation des nuisances et les techniques de métrologie, les recommandations rédigées dans les guides sectoriels de l'ASTEE ne sont pas identiques pour l'ensemble des filières. Par la multiplication des méthodologies proposées dans les guides, de grandes disparités peuvent être observées entre les études. Les paramètres ayant sans doute le plus fort impact sur le niveau de risque calculé mais aussi dans la compréhension du risque par la population sont présentés ici.

Selon les guides, la zone d'étude peut être définie en fonction de la distance des premières habitations par rapport au site ou dépendre de la distance de l'installation aux reliefs, aux points de captage en eau destinée à la consommation humaine et aux zones d'activité de pêche, baignade ou agricoles. La zone d'étude peut également être déterminée par les résultats de la modélisation de dispersion atmosphérique des polluants. Par défaut, la zone d'étude peut également correspondre au périmètre défini pour l'enquête publique. Ces multiples méthodes conduisent à la définition de zones d'étude de tailles très différentes comprises entre 20 km et 1 km de rayon. Or comme expliqué précédemment la taille de la zone d'étude peut avoir une influence sur le niveau de risque calculé dans la démarche d'évaluation du risque sanitaire.

Les polluants émis présentant un intérêt sanitaire sont sélectionnés de différentes façons selon les guides et dépendent des connaissances disponibles sur les filières. Les substances considérées dans les études et/ou recommandées par les guides sectoriels correspondent :

- à la liste des substances réglementées suivies lors des campagnes d'auto-surveillance ;
- à la liste des substances suivies lors de campagnes de mesures sur des sites similaires de référence ;
- à la liste des substances pour lesquelles des valeurs limites d'émission existent (VLE pour les chaudières, moteurs, etc.) ;
- à la liste de substances d'intérêt sanitaire à surveiller, fondée sur une revue de la littérature nationale et internationale : résultats d'études ayant identifiées les priorités sanitaires pour les rejets des différentes filières de traitement des DMA ;
- à la liste des substances recommandées par les guides sectoriels rédigés par l'ASTEE ;
- à liste de substances à surveiller, définie à partir de la réalisation d'un état des lieux des retombées atmosphériques avant la mise en service de l'installation (état initial).

Les critères de choix des traceurs de risque par l'ASTEE sont plus ou moins nombreux et les méthodes de sélection plus ou moins pointues. Le guide ASTEE relatif à la filière de compostage propose une estimation succincte et rapide du niveau de risque permettant de sélectionner les polluants traceurs de risque les plus pertinents pour l'étude. Cependant ces critères et cette méthode ne sont pas repris dans tous les guides. Il serait donc préférable de proposer une méthode de sélection des traceurs de risque homogène et acceptée, telle que la méthode présentée dans la circulaire DGS n°273 du 25 février 2005 relative à la prise en

compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières. Cette démarche n'est pas formalisée dans les guides méthodologiques de référence (InVS, 2000 ; INERIS, 2003), elle est néanmoins de plus en plus fréquemment utilisée, car elle apparaît rigoureuse, transparente et suffisamment discriminante pour faire ressortir de façon satisfaisante les polluants d'intérêt sanitaire.

Les critères de sélection des VTR exposés par l'ASTEE n'aboutissent pas à la sélection des mêmes VTR dans les différentes ERSEI bien qu'elles aient été rédigées à la même période et donc avec les mêmes VTR disponibles. Il est souhaitable de s'appuyer sur la circulaire DGS n°234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des VTR pour mener les ERSEI qui priorise les bases de données toxicologiques à utiliser et qui, le cas échéant, préconise le recours à une expertise toxicologique approfondie.

Les concentrations d'exposition de la population aux polluants sont obtenues par modélisation de la dispersion atmosphérique, or l'ensemble des ERSEI réalisées par l'INERIS utilisent le même modèle (ADMS3). C'est donc le choix des données d'entrée et par extension, la méthode d'acquisition de ces données, qui engendre des différences dans les résultats de modélisation obtenus. Les données d'émission peuvent être issues de mesures directes dans l'air ambiant, sur site ou sur un site de référence, de données issues de la littérature ou encore de données constructeurs. De même, les données d'entrée des modèles de transferts vers les végétaux peuvent être les résultats de modélisation ou de mesures directes sur le terrain. La comparaison des concentrations modélisées dans les ERSEI semble indiquer une sous-estimation du risque par rapport aux concentrations mesurées lors de campagnes de surveillance (UIOM).

4.1.4 L'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES DE LA FILIERE METHANISATION

Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de guide sectoriel sur l'évaluation des risques sanitaires liés à la méthanisation et aucune étude n'a été menée à l'INERIS dans le cadre de la rédaction du volet sanitaire des études d'impact. Quelques études sont néanmoins disponibles, une vingtaine de projets de centres de traitement des incluant l'activité de méthanisation étant en cours d'élaboration en France. L'analyse de ces études est présentée ci-dessous, afin d'identifier les choix et méthodes qui ont été faits par les évaluateurs.

4.1.4.1 SELECTION DES TRACEURS DE RISQUES

Les polluants émis par les centres de méthanisation proviennent de deux sources distinctes :

- les émissions des chaudières, groupes de cogénération et torchères qui assurent la combustion du biogaz produit,
- les émissions des biofiltres assurant le traitement de l'air vicié capté dans les zones de manipulation des déchets.

La première catégorie de source est responsable de l'émission de COVNM (benzène, tétrachloroéthylène, toluène, tétrachlorure de carbone, chlorométhane), SO₂, NO_x, CO, PM, COV, dioxines et parfois de HF et HCl. Les polluants susceptibles d'être mesurés à la sortie des biofiltres sont l'hydrogène sulfuré, les

mercaptans, l'ammoniac, le formaldéhyde, l'acétaldéhyde, l'acétone et les acides gras et d'autres COV.

Les traceurs de risque sélectionnés dans les études sont issus de la littérature renseignant les substances typiquement retrouvées à la sortie des moteurs et chaudières. Des campagnes de mesures sur des sites de méthanisation ont également été utilisées comme base afin de sélectionner les traceurs de risques (INERIS, 2008a). Cependant, les installations de méthanisation étant souvent mises en place dans des centres multi-filières (couplée avec une filière de stockage ou d'incinération par exemple), il n'est pas rare que les polluants sélectionnés correspondent uniquement aux émissions issues des méthodes de traitement pour lesquels des guides existent.

4.1.4.2 CARACTERISATION DE L'EXPOSITION

Les évaluations de risque disponibles ne prennent en compte que l'exposition via l'inhalation directe des gaz de combustion du biogaz et des polluants en sortie du biofiltre. L'exposition peut être de type chronique, en fonctionnement normal de l'installation) ou aigue (en cas de dysfonctionnement de l'installation conduisant au rejet non contrôlé de biogaz à l'atmosphère).

Les scénarios d'exposition choisis par les évaluateurs sont plutôt majorants : population riveraine exposée 24h/24 et 7j/7 pour une durée d'exposition vie entière (70 ans) ou égale à 30 ans (90ème percentile de la distribution du temps de résidence moyen en France, d'après les relevés EDF), pour les substances cancérogènes.

4.1.4.3 CARACTERISATION DES RISQUES

Les substances ayant le plus fort impact sur le niveau de risque calculé sont les PM_{2,5}, l'H₂S, NO_x, et SO₂ pour les effets à seuil et les COVNM (tétrachloroéthylène) pour les effets sans seuil. Les sommes des QD et des ERI ne dépassent pas les valeurs de sécurité (1 et 10⁻⁵) dans les évaluations étudiées. Ainsi, dans l'état des connaissances actuelles, le risque lié à la méthanisation paraît non préoccupant pour la population riveraine.

Cependant une étude montre que le quotient de danger calculé pour une exposition aigue (en fonctionnement dégradé de l'installation) est égal à 0,94 pour le SO₂. Cette valeur élevée peut néanmoins s'expliquer par la méthode de construction de la VTR à seuil utilisée, qui se base sur une durée d'intégration comprise entre 1 et 14 jours, or la durée prise en compte dans l'ERS est de 24h. Après ajustement de la durée d'intégration le QD est alors très inférieur à 1.

4.1.5 BILAN

Dans le cas pratique, l'EQRS est l'outil d'évaluation de l'impact sanitaire et environnemental le plus utilisé pour les filières de traitement des DMA. Les études épidémiologiques et les études d'exposition sont en effet coûteuses et lourdes à mettre en place. L'ACV est une méthode encore controversée car elle manque de précision et ne donne qu'une idée générale de l'impact sanitaire et environnemental réel. Aussi, pour chacun de ces outils, de nombreux biais sont possibles ce qui nécessite une interprétation prudente des résultats.

L'EQRS étant amplement utilisée pour évaluer l'impact sanitaire des filières de traitement des déchets, il paraît indispensable, par un retour d'expérience, d'identifier

les lacunes de l'application de cette méthode aux unités de traitement des DMA. Il ressort de l'analyse comparative des ERSEI que les hypothèses émises et les méthodes utilisées pour calculer le niveau de risque sont relativement homogènes et correspondent aux préconisations des guides de l'ASTEE. L'apparent suivi de la méthodologie des guides est cependant biaisé par le fait que l'ensemble des ERSEI étudiées provient ici de l'INERIS : de plus grandes différences devraient être observées en étudiant des ERSEI issues de bureaux d'étude ou d'autres organismes (méthodologies et modèles différents).

Les risques réels liés aux filières de traitement des déchets dépendent des conditions locales de la zone d'implantation et des process mis en place. De plus, les pollutions atmosphériques issues du traitement des DMA sont moins homogènes que d'autres émissions de combustion (tabac, essence...) du fait, notamment, de la très grande variété des déchets entrants, qui peuvent aussi connaître des variations saisonnières. Ainsi, il est quasiment impossible de comparer les émissions entre les filières mais également au sein d'une même filière, notamment pour le compostage. Pourtant, l'origine des différences de niveaux de risques calculés dans les ERSEI, est contraire. En effet, d'après l'analyse intra et inter-filières, ce sont avant tout les différences liées aux méthodologies proposées dans les guides, aux choix des évaluateurs et aux niveaux de connaissances disponibles, qui impactent le niveau de risque calculé et non les caractéristiques réelles des installations et des déchets entrants. Ainsi, pour des installations d'une même filière dont les rejets et les substances émises sont pourtant identiques, des traceurs de risques et des VTR différents peuvent être sélectionnés et utilisés pour l'EQRS. En effet, les critères de sélection proposés par les guides de l'ASTEE ne sont pas identiques. Il paraît donc indispensable d'homogénéiser les méthodologies en proposant des outils standardisés et reconnus au niveau national ou international.

Par ailleurs, les résultats des ERSEI reposent, pour une large part, sur des concentrations modélisées et des risques calculés. Ceux-ci ne sont qu'une image indirecte et plus ou moins éloignée de la réalité. Les résultats des modèles de dispersion sont en effet entachés d'incertitudes, difficilement quantifiables, dues aux données d'entrée du modèle (flux d'émission, zone d'étude, données météorologiques, etc.). Le choix des données d'entrée et, par extension, la méthode d'acquisition de ces données, influent directement sur l'exactitude des résultats de modélisation obtenus. Or l'obtention de ces données, en particulier les flux d'émission, sont différentes d'une étude à l'autre. De plus, une étude de l'INERIS a permis de comparer les résultats de modélisation des transferts de PCDD/F et métaux lourds vers les laitues et les ray-grass avec les résultats de mesures réalisées directement autour d'incinérateurs (INERIS, 2008c). Cette comparaison montre une sous-estimation systématique des concentrations obtenues par modélisation dans les deux végétaux lorsque les données d'entrée du modèle sont les résultats d'une modélisation atmosphérique. Ce biais semble être dû à la non prise en compte du bruit de fond dans le modèle. Ainsi, bien que la modélisation atmosphérique des émissions soit un outil utile lors de la réalisation d'une étude d'impact préalable pour un site en projet, les résultats de ces prédictions doivent être confirmés par des mesures de terrain. Il en est de même pour la modélisation environnementale qui est un outil complémentaire à la détection des mécanismes de transfert privilégiés ou des zones de plus fort impact sanitaire. La modélisation ne peut se substituer aux mesures sur le terrain qui sont indispensables, lorsqu'elles sont réalisables, afin de confirmer les résultats obtenus.

La situation actuelle ne permet pas de disposer de guides sectoriels aussi structurés pour toutes les filières de traitement car de réelles lacunes existent notamment pour le compostage et la méthanisation. Il n'existe pas à l'heure actuelle de guide sectoriel destiné aux installations de méthanisation et aucune évaluation de risque sanitaire dans le cadre d'une étude d'impact n'a été réalisée par l'INERIS. Pourtant depuis 2009, la révision de la nomenclature ICPE (décret du 29 septembre 2009) a permis de modifier l'encadrement réglementaire des installations de méthanisation et prévoit désormais dans la rubrique 2781 la définition des installations de méthanisation de déchets non dangereux, de matières organiques ou d'effluents, soumises à autorisation. Si, dans ce contexte, la composition du biogaz produit par méthanisation a été bien définie (INERIS, 2009a), la démarche d'évaluation du risque sanitaire n'a pas été menée à terme dans les études de l'INERIS. Il est d'ailleurs regrettable de constater qu'à l'inverse des risques chroniques, les risques accidentels liés aux installations de méthanisation ont été largement étudiés (INERIS, 2007a et 2010c). L'amélioration des connaissances concernant les impacts environnementaux et sanitaires liés aux filières de traitement biologiques des déchets est désormais indispensable.

Finalement, outre les différences liées à la nature de l'installation étudiée, trois niveaux de différences entraînent des divergences entre l'estimation du risque réel et calculé dans les EQRS :

- les différences liées à la philosophie des guides existants : critères de sélection des polluants traceurs de risque et des VTR,
- les différences liées aux choix des évaluateurs : choix des modèles, des données d'entrée, des méthodes d'acquisition des valeurs d'émission, etc.
- les différences liées au niveau de connaissance disponible : l'impact sanitaire et environnemental est mieux renseigné pour les UIOM que les impacts des unités de compostage ou de méthanisation.

Cette situation tend à focaliser l'attention (des autorités publiques comme des parties prenantes) sur les filières ayant fait l'effort de développer une démarche d'EQRS, au risque de conduire à penser que seules ces filières pourraient présenter un risque (UIOM et stockage). Pour éviter cette dérive potentielle, il paraît souhaitable d'initier la mise en place de fiches sectorielles, sur les bases du guide générique d'analyse des effets sur la santé des installations classées, pour toutes les filières de gestion des déchets (dont la méthanisation). Par ailleurs, l'amélioration des connaissances sur la nature des émissions via des projets de recherche ad hoc ou l'incitation à la mise en œuvre de plans de surveillance environnementale proportionnés, de chacune des filières, paraît indispensable. Or, même dans le cadre des volets santé réglementaires pour les installations classées, la mise en place d'une surveillance environnementale en phase post-EQRS n'est pas préconisée dans les guides sectoriels et, de fait, est encore trop peu présente dans les études qui découlent de leur application. Or, là aussi, un certain nombre de guides existent pour la mise en œuvre de plans de surveillance environnementaux. A titre d'exemple les références suivantes pourront être consultées :

- INERIS (en cours, publication prévue en 2012) Contribution à l'ouvrage de valorisation de l'AP 2006 ADEME Emissions de compostage, sur les volets caractérisation des émissions, dispersion, modélisation, contrat ADEME N°1006C0143

- INERIS (2010) Caractérisation des concentrations dans l'air ambiant et identification des phases émissives de particules en site ouvert de compostage. Rapport final, convention ADEME N°0675C0100 - REF INERIS DRC-10-112311-03053A-
- INERIS (2010) Métrologie des émissions diffuses de poussières et de gaz – flux et composition- des centres de traitement ou stockage de déchets et des sites pollués – Etat des Connaissances - (2010) - RECORD - ETUDE N° 08-0137/1A – Réf : INERIS- DRC -10-101025-14297A
- INERIS - Ademe (2009) Recommandations pour la mise en place d'un suivi environnemental des retombées atmosphériques autour des UIOM - Issues de l'Etude comparative de la complémentarité et des limites de différentes méthodes de surveillance des retombées atmosphériques des UIOM Réf. INERIS-DRC-08-79279-16620A
- INERIS (2008) Particules émises par les activités de traitement de déchets, de la caractérisation à l'impact sanitaire, ÉTAT DES CONNAISSANCES. Etude RECORD n°06-0666/1A
- INERIS-Ademe (2008) Etude comparative de la complémentarité et des limites de différentes méthodes de surveillance des retombées atmosphériques des UIOM - Ref. INERIS-DRC-08-79279-16620A
- INERIS (2007) Connaissance de l'exposition par inhalation au voisinage d'un site de compostage. Rapport final - convention ADEME N°05 75 C 0008 - REF INERIS-DRC-07- 76364-04299A

5. PERSPECTIVES D'AMELIORATION

5.1 AMELIORATION DE LA CARACTERISATION DES EMISSIONS DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES DMA

L'analyse des évaluations de l'impact sanitaire et environnemental réalisées pour les filières de traitement des DMA a mis en évidence les lacunes liées aux niveaux de connaissances des filières de compostage et de méthanisation. En règle générale, la plupart des auteurs insistent sur la nécessité de mieux caractériser les émissions des installations et les expositions des riverains pour l'ensemble des filières de traitement des déchets. Une amélioration des conditions de surveillance et un retour d'expérience sur les émissions sont donc nécessaires. Pour cela plusieurs axes d'amélioration sont possibles, ils sont développés dans ce paragraphe.

5.1.1 EVOLUTION DE LA REGLEMENTATION

Les mesures de surveillance des émissions des différentes filières de traitement des déchets sont fixées par les arrêtés du 09 septembre 1997, du 20 septembre 2002, du 10 février 2005, du 22 avril 2008, du 10 novembre 2009 et du 12 août 2010 (détaillés en annexe 1). Seules les installations de stockage et d'incinération ont une obligation réglementaire de réaliser des mesures de surveillance, au moins annuelles, de leurs rejets gazeux et aqueux. La surveillance de la qualité des eaux souterraines est également prévue. Pour les centres de stockage les substances surveillées sont : SO₂, CO, HCl, HF, H₂S, CH₄, CO₂, O₂, H₂O, H₂. Pour les UIOM les substances suivies sont : PM_{tot}, COT, HCl, HF, NO_x, SO₂, CO, H₂O, O₂, PCDD/F et métaux (avec une mesure en semi-continu des dioxines/furanes pour les UIOM depuis novembre 2010). L'arrêté du 20 septembre 2002, relatif aux centres d'incinération des déchets non dangereux, prévoit également la réalisation de mesures sur site à l'état initial, mesures qui devraient être généralisées à l'ensemble des filières. Etant donné le manque de connaissances disponibles à ce jour sur les filières de compostage et de méthanisation, il paraît nécessaire que les arrêtés prévoient également une surveillance environnementale pour les sites soumis à demande d'autorisation.

Par ailleurs, la tendance actuelle est à l'augmentation de la capacité des sites. Les projets faisant l'objet d'une ERSEI sont d'ailleurs majoritairement liés à un contexte d'extension d'un site existant. Or, le flux à l'émission dépend directement de la capacité des usines et des concentrations de polluants à l'émission, lesquelles sont fixées par la réglementation. Il faudrait donc réfléchir à la prise en compte de la capacité des installations dans l'établissement de ces valeurs seuil, de façon à ce que la réglementation soit fondée sur les flux de polluants (g/s), plutôt que leurs concentrations (g/m³). Ceci permettrait d'assurer une meilleure protection de la santé des populations situées aux alentours de sites de capacité importante.

5.1.2 RETOUR D'EXPERIENCE SUR LES POLLUANTS TRACEURS EMIS

L'Arrêté du 20 septembre 2002 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération des déchets dangereux et non dangereux, a permis d'imposer la mise en conformité des UIOM. Ainsi, depuis 2002, une forte diminution des émissions en dioxines et furanes (PCDD/F) est observée, si bien que les mesures actuelles des concentrations dans l'environnement et le lait ne permettent plus d'identifier la

contribution d'un UIOM sur son environnement. Ces polluants ne semblent donc plus être un traceur spécifique des UIOM dans des zones déjà industrialisées, de nombreuses sources exogènes pouvant être à l'origine des mêmes niveaux d'émission de PCDD/F. L'incinération n'est plus une source majeure d'émission de dioxines et furanes en France (BIO-TOX, 2009). Une réflexion doit donc être portée en amont de la mise en place d'un programme de surveillance, concernant le choix des polluants traceurs à suivre dans les différentes matrices environnementales. L'analyse menée ci-après peut permettre de déterminer les polluants écartés jusqu'à présent et ceux pour lesquels la contribution peut être négligée face aux autres industries présentes sur un même site.

Le registre français des émissions polluantes (disponible sur IREP) a pour objet de faciliter l'accès au public à l'information en matière d'environnement en ce qui concerne les émissions dans l'eau, l'air et le sol ainsi que la production et le traitement de déchets dangereux et non dangereux des installations industrielles (Direction Générale de la Prévention des Risques, 2008). Ce registre est constitué des données déclarées chaque année par les exploitants dont l'obligation de déclaration est fixée par l'arrêté du 31 janvier 2008 (GEREP), et permet de réaliser les synthèses nationales sur la qualité des milieux. Il permet en particulier à la France de répondre aux exigences du protocole international PRTR (KIEV, 2003) sur les registres des rejets et transferts de polluants, ainsi qu'aux exigences du règlement européen E-PRTR n°166/2006 du 18 janvier 2006 concernant la création d'un registre européen des rejets et des transferts de polluants (registre qui remplace le registre EPER (European Commission, 2004)). De plus, l'interprétation statistique des données collectées sur plusieurs années autour des installations devrait permettre d'établir des niveaux de références validés, facilitant l'interprétation des résultats de surveillance. Il apparaît dans ce registre que les émissions de polluants d'intérêt sanitaire, toutes filières confondues, sont principalement :

- émissions dans l'air : CH₄, méthanol, CO₂ (total et d'origine biomasse), Sb, Hg, dioxines/furanes, Cd, H₂S, NO_x ;
- émissions directes dans l'eau : octylphénol, nonylphénol, hydrocarbures totaux, sulfates, Co, Cr, Mn, As, Cd, composés organo-halogénés, diuron ;
- émissions indirectes dans l'eau : Hg, As, Cd, trichloroéthylène, NH₃, Pb ;
- émissions dans les sols : métaux lourds.

La plupart de ces polluants sont effectivement considérés comme traceurs de risques dans les ERSEI, mais un certain nombre d'entre eux ont été écartés lors de la réalisation de l'EQRS par manque de VTR disponibles : octylphénol, nonylphénol, hydrocarbures totaux, sulfates, diuron, trichloroéthylène, méthanol, CH₄. Des NOAEL et LOAEL ont été publiés par l'ATSDR et l'US-EPA pour la plupart de ces substances mais les facteurs d'incertitudes entourant ces résultats sont très élevés. Ces résultats devront être confirmés dans les années suivantes.

Pour de nombreuses raisons un tel registre ne peut cependant être exhaustif. Les installations couvertes par le champ de l'arrêté du 31/01/2008 sont les installations classées soumises à autorisation préfectorale et plus particulièrement les installations relevant de la directive IPPC (directive 96/61/CE relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution). On peut également reprocher à ce registre de ne pas distinguer les filières de traitement des déchets et de ne pas détailler les méthodes de mesure, propres à chaque industriel fournissant les informations, ce qui

rend l'interprétation des résultats délicate. Un registre national plus détaillé, référençant les résultats des surveillances environnementales aux techniques de métrologie homogénéisées, permettrait, à l'inverse, de comparer les émissions de polluants pour chacune des filières et de déterminer la pertinence de la sélection des traceurs de risque dans les ERSEI.

5.1.3 PRIVILEGIER LA MESURE A LA MODELISATION

Le bilan de la comparaison des différentes ERSEI a permis de montrer les limites du recours exclusif à la modélisation pour évaluer le risque sanitaire. Les connaissances actuelles provenant des ERSEI, si elles permettent de pointer quelques polluants d'intérêt sanitaire à suivre dans l'environnement, doivent être validées par un retour sur le terrain. Par ailleurs, et. Le développement des mesures est indispensable afin de confirmer les hypothèses émises jusqu'à maintenant et, dans une démarche prospective, d'identifier les émissions à la fois chimiques et biologiques des filières de traitement des déchets en cours de développement actuellement (compostage et méthanisation). La mesure sur site est également à privilégier lors de la réalisation des ERSEI, dans le cadre de l'état initial de la Demande d'Autorisation d'Exploiter ou, si cette dernière n'existe pas, lors de la Demande d'Autorisation d'Extension, afin de disposer de données spécifiques au site, au plus près de la réalité. Cette démarche passe par la réalisation de mesures de l'état initial, permettant de caractériser la signature chimique et biologique d'un site due aux éventuelles activités industrielles ou agricoles voisines, et par l'amélioration de la surveillance des rejets des unités de traitement tout au long de leur exploitation.

5.1.3.1 DEFINITION DE L'ETAT INITIAL

L'étude d'impact doit présenter dans un premier temps l'état initial du site et de son environnement, portant notamment sur les richesses naturelles et les espaces naturels agricoles, forestiers, maritimes ou de loisirs, ainsi que sur les biens matériels et le patrimoine culturel susceptibles d'être affectés par le projet. Il paraît indispensable d'ajouter systématiquement à cette description la réalisation d'une campagne de mesures du bruit de fond afin de déterminer la signature chimique et biologique dans les différentes matrices environnementales du site concerné. L'acquisition de ces données, couplée à une parfaite connaissance des émissions futures liées à la mise en place de la nouvelle installation, permettraient en effet de choisir de façon pertinente les polluants traceurs de risque à surveiller. Cette sélection étant alors spécifique de l'installation dans son environnement.

Par exemple, l'article 30 de l'arrêté du 20 septembre 2002, relatif aux usines d'incinération d'ordures ménagères, impose depuis décembre 2005 à toute installation, la mise en place d'un programme de surveillance de son impact sur l'environnement. Cet article stipule que le programme de surveillance doit concerner *a minima* les dioxines/furanes et les métaux lourds afin de déterminer la concentration de ces polluants dans l'environnement à l'état initial, après la mise en service de l'installation et, après une période de démarrage, selon une fréquence au moins annuelle. Même si de telles prescriptions sont à généraliser à l'ensemble des filières dans les arrêtés préfectoraux d'autorisation, l'importance des mesures à l'état initial devrait être davantage soulignée. Si les mesures du bruit de fond mettent en évidence l'existence de nombreuses sources exogènes dans l'environnement du site, les dioxines et furanes ne seront pas les traceurs de risque les plus pertinents à suivre pour connaître l'impact d'un incinérateur. De même, le suivi des émissions de

métaux lourds pour une unité de compostage apportera des informations non exploitables si celle-ci est située dans une zone industrielle, il serait alors plus pertinent de suivre (même qualitativement) les émissions de bioaérosols.

5.1.3.2 AMELIORATION DE LA SURVEILLANCE EN PHASE POST-EQRS

L'amélioration de la surveillance des émissions de polluants potentiellement dangereux pour la santé et pouvant marquer l'environnement, provenant des centres de traitement, apparaît comme une piste sérieuse dans un contexte marqué par le développement d'une forme de défiance des citoyens à l'égard des industries du déchet, et par un besoin parallèlement croissant d'infrastructures de gestion des déchets ménagers. Il est nécessaire de mesurer ces polluants, non seulement aux différents points de rejets lorsqu'ils existent (torchères, cheminées, lixiviats, etc.) mais également dans l'environnement (pour l'état initial d'un projet, pour la surveillance d'une installation, dans l'air extérieur, les sols, les végétaux et eaux souterraines si cela est pertinent) ; le nombre de prélèvements et les substances à surveiller pouvant être fixés par un cahier des charges. Ce dernier peut être défini après consultation des guides rédigés par l'INERIS et cités plus haut (cf §3.1.5). Dans le cadre de l'installation d'une unité de compostage ou de méthanisation, filières pour lesquelles les connaissances sont encore limitées, la surveillance des rejets est même primordiale et répondra à une démarche prospective cherchant à définir les substances d'intérêt sanitaire à suivre. Les émissions étant fortement dépendantes des conditions d'exploitation, la mesure sur site semble à privilégier pour la connaissance des traceurs adéquats à suivre pour ces filières. En outre, le suivi environnemental des milieux potentiellement vulnérables est indispensable. En effet, certaines sources de rejets ont pu être écartées ou non qualifiées (émissions diffuses notamment) lors de la réalisation de l'ERSEI et aucune surveillance n'a alors été prévue. Cela peut être le cas pour toutes les phases d'exploitation dynamiques réalisées en plein air (retournement, criblage...) qui génère des émissions difficilement quantifiable. Autre exemple, les sites de stockage des déchets pour lesquels les rejets aqueux ne sont pas pris en compte *a priori*. Cependant, une dégradation ou une rupture de la géomembrane en cas de mauvaise installation peut finalement entraîner une contamination des eaux souterraines ou de surface par des fuites non contrôlées des lixiviats. Il est donc indispensable de surveiller les milieux vulnérables pendant et après les périodes d'exploitation des sites. Pour améliorer les niveaux de connaissance, il peut être également intéressant de disposer, pour quelques sites, d'informations sur les variations temporelles des émissions, saisonnières (période d'accroissement ou de diminution de l'activité) ou journalières (opérations particulières : déchargement, broyage, etc.) et de résultats de suivi sur plusieurs années.

En conclusion, il paraît indispensable d'orienter des actions de surveillance améliorées autour des sites de traitement de déchets et notamment pour les filières autres que les UIOM dont la surveillance est d'ores et déjà couverte par l'arrêté du 20/09/2002. De telles actions présenteraient trois intérêts distincts :

- palier le manque de connaissances et de retours d'expérience sur les émissions de polluants traceurs de risque considérés dans les ERSEI. La surveillance devrait permettre d'identifier, selon le site et son environnement, les traceurs d'impact (environnementaux au sens large et sanitaires) pertinents à suivre ;

- proposer des méthodes de surveillance des retombées atmosphériques harmonisées qui facilitent les comparaisons entre les sites et permettent de mieux suivre et interpréter les résultats ;
- déterminer de façon plus rigoureuse les voies et niveaux d'exposition des populations. Les enjeux de santé dépendent en effet de l'exposition de la population, or la caractérisation de l'exposition doit passer par la caractérisation des enjeux environnementaux. Il paraît donc indispensable de comprendre, sur le terrain, le schéma conceptuel spécifique au site, par la mise en place de campagnes de mesures.

5.1.4 METHODES DE SURVEILLANCE AUTOUR DES SITES DE TRAITEMENT DES DECHETS

Afin de proposer un programme global de surveillance pertinent, les diverses méthodes de surveillance possibles sont rappelées ci-dessous :

- **La surveillance de l'air ambiant** : l'air ambiant est le premier milieu de dispersion des polluants atmosphériques en sortie de cheminées, torchères et même des émissions diffuses. Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de réglementation fixant les niveaux à ne pas dépasser dans l'air ambiant pour ce type d'activités, cependant les résultats peuvent être comparés à ceux couramment mesurés dans différents environnements. En outre, pour les polluants réglementés de la surveillance de la qualité de l'air intérieur, les moyennes annuelles à ne pas dépasser peuvent être une bonne base. Cette surveillance devra être limitée aux traceurs pouvant représenter un risque par inhalation.
- **La surveillance des retombées atmosphériques** : Les dépôts sont une étape supplémentaire dans la chaîne de transfert qui va de la source à l'exposition humaine. La détermination des retombées atmosphériques totales s'effectue au moyen de collecteurs de sédimentation. Il s'agit d'une technique normalisée (norme NF X 43-014) qui permet d'évaluer les dépôts atmosphériques exprimé en g/m²/j (ou I-TEQ/m²/j pour les dioxines). Ces mesures sont assez représentatives de ce qui est déposé sur le sol, cependant la fraction gazeuse et les particules fines sont faiblement captées par ce type de système passif. Cette technique permet un choix complètement autonome des points de mesures et la réalisation des mesures sur une durée maîtrisée et ce, quelle que soit la période de l'année.
- **La mesure dans les sols** Les sols sont les milieux de réception ultimes des dépôts atmosphériques des polluants. Ils y ont souvent une durée de vie longue et y diffusent mal, la majorité d'entre eux se trouvant en général dans les quinze premiers centimètres du sol (dioxines/furanes et métaux lourds). Il est donc indispensable de coupler aux mesures environnementales des techniques d'estimation des transferts des polluants vers les cibles, via la modélisation, car les niveaux de polluants mesurés doivent être interprétés en termes d'expositions humaines. Par ailleurs, le milieu « sol » ne peut être utilisé pour suivre des variations rapides des dépôts de polluants et révèle plutôt une contamination cumulée du milieu. Il est donc nécessaire de bien connaître l'historique industriel d'un site avant toute interprétation des niveaux mesurés dans les sols. Enfin, le risque lié au retour au sol des composts et digestats, issus des traitements biologiques par compostage et méthanisation,

devrait également être mieux évalué grâce au développement des mesures de sols.

- **La surveillance des écosystèmes** En complément de la mesure directe des polluants, il peut être recommandé de s'appuyer sur des indicateurs de nature animale ou végétale. La mise en place d'une nouvelle installation peut entraîner le développement d'une nouvelle faune et flore servant d'indicateurs de la modification des écosystèmes. Certaines espèces animales ou végétales peuvent être choisies comme sentinelles pour leur potentiel bio-accumulateur in situ. Ces mesures peuvent être directes sur une faune et flore déjà présente sur le site ou indirectes sur des espèces transférées sur le site. Dans le cadre des installations de stockage, l'InVS recommande de retenir les lichens, les vers de terre, les rongeurs et les lagomorphes comme espèces pertinentes pour la surveillance par bio-indication (InVS, 2005). Le transfert dans les plantes des polluants issus de l'épandage des composts et digestats pourrait également être mesuré. D'autres espèces peuvent être exposées aux polluants prélevés sur le site via des bio-essais en laboratoire. La recherche de bio-marqueurs permet de détecter une substance chimique à caractère polluant et éventuellement de mettre en évidence certains effets biologiques et pathologiques. L'observation élargie des écosystèmes présents autour du site peut par ailleurs aider à distinguer une réduction des espèces polluo-sensibles et/ou une augmentation des espèces polluo-résistantes, témoignant de la pollution du site. L'inconvénient de cette méthode de surveillance est que les effets sont plus ou moins bien visibles et l'extrapolation des effets observés sur la santé humaine demande des connaissances précises des substances.
- **La surveillance de l'exposition des populations** : par la mise en œuvre, le cas échéant de mesures dans les milieux d'exposition des populations résidentes au voisinage des unités de traitements. A ce titre, le prélèvement de végétaux autoproduits dans les jardins potagers, selon le guide INERIS-Ademe (2007) peut être mis en œuvre.
- **La surveillance de la santé des populations** : par la mise en œuvre de mesures d'imprégnation de populations cibles autour des unités de traitement des DMA sont possibles. Ce type de mesures est à préconiser en cas de risque soupçonné pour une population exposée à des émissions polluantes d'une unité de traitement des déchets ménagers potentiellement dangereuse, afin de connaître les niveaux d'imprégnation de cette population. La surveillance épidémiologique autour d'un site n'est que peu informative par manque de puissance statistique, en raison de la petite taille des populations exposées autour des sites. Par ailleurs, l'InVS recommandait en 2005 de réfléchir aux modalités de développement de registres de maladies choisies pour la vraisemblance des facteurs causaux environnementaux (notamment autour des sites de traitement des déchets), dont les cancers et les malformations congénitales sont prioritaires (InVS, 2005).

5.1.5 PROPOSITION D'UN PLAN DE SURVEILLANCE AUTOUR DES UNITES DE TRAITEMENT DES DECHETS

Selon les caractéristiques des techniques de métrologie présentées ci-dessus, un plan de surveillance graduel autour des sites de traitement de déchets pourrait s'organiser de la façon suivante et en fonction des budgets disponibles :

- Réalisation systématique sur l'ensemble des sites en projet soumis à autorisation de la mesure du bruit de fond (ou de l'état initial) afin de caractériser la signature chimique, voire biologique, de l'environnement du site. L'analyse de ce bruit de fond devra permettre d'identifier les niveaux de fonds des traceurs de risque les plus pertinents à suivre ensuite sur chaque site (spectre large préalable à une éventuelle diminution suite à exploitation des données de la surveillance au fil du temps) ;
- Réalisation de mesures permanentes sur un ou plusieurs sites de référence en fonctionnement, pour chaque filière, afin de déterminer les niveaux de dépôts et le type de polluants ou aérosols émis pour divers modes de fonctionnement de l'installation : normal, dégradé et arrêt technique. Ceci dans une démarche prospective pour les filières les plus récentes (compostage et méthanisation), et de vérification pour les filières mieux maîtrisées (UIOM et ISDND) ;
- Suivi semi-continu des émissions en sortie canalisée de polluants indicateurs d'un dysfonctionnement grave de l'installation (arrêté du 20/09/2002, article 28-b pour les dioxines/furanes pour les UIOM, et peut être à envisager par exemple pour H₂S et/ou CH₄ pour les installations de stockage et de traitement biologique) ;
- Réalisation de mesures des retombées atmosphériques sur des périodes représentatives de l'année, en été et hiver par exemple, au moyen de jauges de sédimentation, pour les sites en fonctionnement soumis à autorisation ;
- La surveillance des concentrations dans l'air ambiant ;
- Réalisation de mesures de bioindicateur, selon un programme pluriannuel alternant les méthodes de suivi par bio-indicateurs d'une campagne sur l'autre, ceci afin de diversifier le type de végétaux utilisés et de tirer profit de leur différents comportement face aux polluants ;
- Réalisation d'un plan de surveillance pluriannuel (tous les 3-5 ans par exemple) des sols et eaux souterraines afin de surveiller la qualité de ces milieux si une vulnérabilité a été mise en évidence sur le long terme ;
- En cas de risque potentiel pour une population exposée, une surveillance de l'imprégnation par des biomarqueurs d'exposition pourrait être mise en place.

Un des prochains enjeux de la surveillance environnementale autour de ce type d'installations, outre l'amélioration de la sensibilité des outils, sera d'identifier les traceurs de risques les plus pertinents en fonction de la signature de l'environnement du site (industriel, agricole, etc.), en ne négligeant pas la possibilité d'une surveillance de type qualitative (suivi des indicateurs de contamination microbiologique, d'odeurs, etc.).

5.2 AMELIORATION DE LA QUALITE DES EVALUATIONS DES RISQUES SANITAIRES POUR LES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS

Certaines difficultés sont inhérentes à la méthode même des ERSEI appliquées aux filières de traitement des déchets ménagers. En effet, les effets des mélanges des substances sont peu documentés et la quantification des risques sanitaires dépend de l'avancée des autres sciences (épidémiologie et toxicologie) et de l'existence de VTR pour les polluants traceurs de risque. Ainsi de nombreuses substances chimiques (diuron, octylphénol, méthanol, trichloroéthylène, etc.) ainsi que les agents microbiologiques pathogènes et les poussières, ne sont pas prises en compte par manque de connaissances toxicologiques. Il est donc indispensable de continuer les recherches en matière de toxicologie sur un plus grand nombre de molécules et agents possible. Plus spécifiquement, la qualité des EQRS réalisées dans le domaine du traitement des déchets dépend, comme il a été montré dans la partie précédente, de la philosophie des guides sectoriels servant de base méthodologique. Des pistes de réflexion afin d'améliorer la démarche de l'évaluation des risques sanitaires dans le domaine du traitement et de l'élimination des DMA sont présentés dans les paragraphes suivants.

5.2.1 PRISE EN COMPTE DU RISQUE « PARTICULES »

Le retour d'expérience sur la prise en compte des particules dans les évaluations de risques sanitaires montre que la problématique est traitée sous deux angles. D'une part, c'est la nature chimique même des particules inhalables ($< 10 \mu\text{m}$) qui est considérée comme potentiel de danger dans les EQRS (particules métalliques, fraction particulaire dioxines/furanes...). Ce point de vue permet de contourner les difficultés spécifiques de la problématique « particules » : les VTR sont celles disponibles pour les composés considérés et les expositions sont caractérisées comme elles le sont pour tout autre polluant étudié (modélisation et/ou mesure). D'autre part, ce sont les classes granulométriques des particules (PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$) qui permettent d'estimer les impacts dans les études d'impact sanitaire (EIS). Seule l'exposition par inhalation est alors considérée, l'ingestion étant sans objet dans la mesure où l'on ne cherche pas à connaître précisément les polluants adsorbés sur les particules étudiées. Ce volet s'avère néanmoins à ce jour relativement problématique puisqu'il n'existe pas de « VTR » pour les particules. Cette double approche est celle préconisée par les guides méthodologiques sectoriels pour les évaluations de risques sanitaires. Jusqu'à présent les valeurs guides de l'OMS, les valeurs américaines de qualité de l'air ou les valeurs de la directive européenne de 1999 sont proposées pour pallier le manque de VTR. Les guides sectoriels préconisent :

Pour les UIOM, une approche à seuil, utilisant :

- pour les PM_{10} , les valeurs de référence de l'Union européenne pour la qualité de l'air (Directive du 22 avril 1999), soit des limites de qualité égales à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour 24 heures et $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ devant être réduit à $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en 2010 en moyenne annuelle,
- pour les $\text{PM}_{2,5}$, les valeurs de l'US-EPA en date de 1997 sont utilisées, soit $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle et $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour la moyenne 24 heures.

- La société française de santé publique propose une approche sans seuil pour les particules dans son expertise sur l'incinération (SFSP, 1999). Cette approche est reprise en premier niveau d'approche de certaines études d'évaluation des risques liées aux UIOM (NERRIERE E., ZMIROU D., 2001). L'ENSP, dans une revue bibliographique sur les risques non microbiologiques associés au compostage de déchets, reprend les valeurs de l'OMS (ENSP, 2002). Pour les centres de stockage et de compostage, les particules ne sont pas retenues comme traceurs de risques sanitaires, le guide compostage précisant qu' « il n'existe à l'heure actuelle qu'une relation dose-réponse pour les poussières d'origine urbaine (très différentes des poussières de compost) ».

Enfin, les approches du risque « particules » sont très hétérogènes quel que soit le secteur étudié et il ne semble pas y avoir de consensus à ce jour sur l'approche, à seuil ou sans seuil, à retenir préférentiellement pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux particules émises par les installations d'incinération, de stockage et de compostage de déchets.

5.2.2 PRISE EN COMPTE DU RISQUE « BIOAEROSOLS »

Actuellement, aucune étude d'évaluation quantitative du risque sanitaire lié aux installations de traitement des déchets n'a pris en compte la problématique liée aux bioaérosols. Le guide sectoriel pour le compostage précise que dans l'état des connaissances actuelles, les niveaux de risque calculés dans les évaluations de risques peuvent rarement être considérés comme reflétant un niveau de risque réel. Concrètement, face aux risques, l'approche adoptée jusqu'alors, a consisté à gérer les situations potentiellement à risque à travers l'application de règles de bonnes pratiques (BONNARD R., 2001). Les difficultés à la réalisation d'une évaluation quantitative du risque microbiologique sont nombreuses : multiplicité des germes, absence de bases de données, variabilité de la réponse d'un individu à l'autre, les différentes méthodes d'échantillonnage, etc.

Pour tenter de réaliser une évaluation du risque biologique, il est avant tout nécessaire d'identifier les agents en cause qui doivent être mesurés et leurs effets pour un type d'activité (BONNARD R., 2001). Pour des analyses en routine, il est recommandé de ne mesurer que les bactéries totales et *Aspergillus fumigatus*. Cependant le grand nombre d'actinomycètes thermophiles mesurés à proximité des zones de retournement des andains (Health and Safety Laboratory, 2010) semble indiquer que ce type de bioaérosols est un bon marqueur de l'activité de compostage, plus spécifique que les autres bactéries. De plus, leur rôle dans l'incidence des affections respiratoires et allergies fait des actinomycètes thermophiles de bons traceurs de risque sanitaire.

Si l'évaluation de l'exposition des travailleurs est mieux documentée que l'exposition des riverains aux bioaérosols, elle peut néanmoins être améliorée. En effet, les études épidémiologiques et les données d'exposition dans le secteur professionnel n'apportent pas d'information sur l'exposition individuelle des travailleurs (DE LENTDECKER C., 2009). Or utiliser des données d'exposition d'ambiance à la place de données d'exposition individuelle peut conduire à un biais important dans une démarche d'évaluation du risque sanitaire, notamment pour le risque microbiologique (SCHLOSSER O., HUYARD A., 2008). Il semble donc nécessaire que les futures études de suivi des expositions dans les centres de traitement biologique des

déchets renseignent plus précisément l'exposition individuelle des travailleurs aux bioaérosols.

Enfin peu d'informations sont disponibles concernant l'effet sur le long-terme de l'exposition chronique à de faibles niveaux de bioaérosols dans l'air ambiant. Des études complémentaires sont donc nécessaires pour estimer l'impact sur la santé d'une exposition vie entière aux bactéries, actinomycètes et champignons, issus de la biodégradation des déchets, de l'ordre de 10^3 UFC/m³.

5.2.3 PRISE EN COMPTE DE LA FILIERE DE METHANISATION

Il n'existe pas à l'heure actuelle de guide sectoriel destiné aux installations de méthanisation et aucune évaluation de risque sanitaire dans le cadre d'une étude d'impact n'a été réalisée par l'INERIS. Pourtant depuis 2009, la révision de la nomenclature ICPE (décret du 29 septembre 2009) a permis de modifier l'encadrement réglementaire des installations de méthanisation et prévoit désormais dans la rubrique 2781 la définition des installations de méthanisation de déchets non dangereux, de matières organiques ou d'effluents, soumises à autorisation. Au niveau européen, les installations de méthanisation sont visées par la directive 2010/75/UE du 23 novembre 2010 (rubrique 5.3 a de l'annexe 1). Si, dans ce contexte, la composition du biogaz produit par méthanisation a été bien définie (INERIS, 2009a), la démarche d'évaluation du risque sanitaire n'a pas été menée à terme dans les études de l'INERIS.

A l'inverse, les risques accidentels ont fait l'objet de quelques études. La Direction des Risques Accidentels (DRA) de l'INERIS a réalisé en 2009 une étude visant à identifier les principaux risques accidentels liés aux installations de méthanisation et leurs conséquences (INERIS, 2007 a et 2010c). L'objectif est à la fois de fournir des données de sécurité nécessaires à la maîtrise des risques et de proposer des critères de sélection des futures installations au regard des causes accidentelles identifiées. Les principaux risques accidentels liés au biogaz sont :

- l'inflammabilité et l'explosibilité dues au méthane, à l'hydrogène et sulfure d'hydrogène présents dans le biogaz,
- la toxicité aiguë par inhalation de sulfure d'hydrogène. En général, la teneur en H₂S du biogaz épuré (<100 ppm) est inférieure aux seuils des effets toxiques irréversibles⁴ (150 ppm / 100 ppm), des effets létaux⁵ (688 ppm / 472 ppm) et des effets létaux significatifs⁶ (769 ppm / 526 ppm) à 10 et 30 minutes d'exposition.
- l'anoxie par diminution du taux d'oxygène (<19%) due à une augmentation du taux de dioxyde de carbone ou de diazote dans l'air.

Par ailleurs, une synthèse des accidents survenus sur des méthaniseurs a été conduite par l'INERIS pour le MEEDDM sur la base des installations présentes en Europe (INERIS, 2008d). Cette étude montre que des incidents peuvent être causés

⁴ SEI : Seuil d'Effets Irréversibles correspondant à des blessures dont les victimes garderont des séquelles ultérieures

⁵ SEL : Seul d'Effets Létaux correspondant au décès d'au moins une victime

⁶ SELS : Seuils d'Effets Létaux Significatifs correspondant au décès d'un nombre important de victimes en dehors du périmètre de l'installation

dans des conditions climatiques particulières de froid ou de vents violents qui peuvent entraîner le gel des soupapes ou l'envol de la membrane souple du méthaniseur, libérant alors le biogaz brut stocké à l'intérieur.

Le retour d'expérience de ces accidents confirme la nécessité de conduire une réflexion sur les caractéristiques du lieu d'implantation d'une nouvelle installation de méthanisation (environnement du site, météorologie, densité de population, etc.). En effet, il faudra autant que possible éviter de mettre en place une unité de méthanisation dans les zones vulnérables pouvant conduire à une aggravation de l'impact d'une explosion (zones fortement industrialisées), mais également exposées à des événements climatiques violents (tempête, orage) ou au froid.

5.2.4 PRISE EN COMPTE DES CENTRES MULTI-FILIERES

La montée de l'intercommunalité et le renforcement des réglementations relatives à la protection de la santé et de l'environnement ont eu pour effet de concentrer les installations. Après une baisse sensible du nombre d'installations à partir des années 1990, une stabilisation semble s'installer malgré un double mouvement de fermetures des installations ne répondant plus aux normes actuelles et d'ouvertures de centres de traitement multi-filières. Ces centres dont le nombre d'implantations est destiné à augmenter au cours des prochaines années, regroupent en général une filière de tri, de valorisation biologique (compostage ou méthanisation) et d'incinération, parfois couplés au stockage et au recyclage des déchets.

En général, seules les émissions canalisées (cheminées d'incinération, torchères de combustion du biogaz, sortie de chaudières fonctionnant au biogaz) sont prises en compte dans les évaluations de risques sanitaires menées dans le cadre des centres multitraitements. Les EQRS menées pour ces centres aboutissent à la sélection des traceurs de risques relatifs aux UIOM, or il a été montré dans cette étude que les UIOM ne sont pas nécessairement les unités ayant le plus fort impact sur l'environnement et la santé. Il semble donc nécessaire de porter une réflexion plus poussée sur la contribution de toutes les filières dans les centres multitraitements des déchets et ne pas considérer *a priori* la filière d'incinération comme responsable des plus fortes émissions.

Les lignes directrices pour la réalisation d'une ERS globale sont données dans un cahier des charges réalisé pour une zone industrielle. Cette démarche peut être adaptée aux centres de traitement multi-filières, elle correspond à :

- l'identification des installations d'intérêt pour l'ERS globale,
- l'inventaire qualitatif et quantitatif des émissions de substances chimiques et physiques liées aux différentes unités prévues,
- la sélection des substances à retenir,
- la sélection, pour chaque substance retenue, des sites émetteurs à prendre en compte.

5.2.5 MISE EN PLACE DE FICHES SECTORIELLES

Il apparaît que la situation actuelle ne permet pas de disposer de guides sectoriels aussi structurés pour toutes les filières de traitement car de réelles lacunes existent, notamment pour la méthanisation. De plus, les méthodologies présentées dans les guides ne sont pas identiques et dépendent de la philosophie des auteurs ayant

participé à la rédaction des guides. Pour éviter cette dérive, il paraîtrait souhaitable d'initier la mise en place de fiches sectorielles renseignant de façon homogène la démarche d'évaluation des risques de façon spécifique à chaque filière.

Une fiche doit répondre à deux objectifs : elle doit à la fois constituer un état des lieux des connaissances disponibles pour chacune des filières et proposer un cadre méthodologique harmonisé, déclinable à chaque unité de traitement. Cet outil opérationnel pour la réalisation de l'EQRS pourrait définir les points de l'étude à renseigner et à étudier *a minima* dans le chapitre d'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact. Tous les éléments complémentaires qui dépendent des caractéristiques locales et de la spécificité de l'installation devront être pris en compte en adaptant et complétant la démarche proposée. Une telle fiche, proposant une palette complète de démarches applicables pour l'évaluation du risque sanitaire, et réalisée sur une base méthodologique homogène (le guide pour l'analyse des effets sur la santé des installations classées est en train d'être remis à jour), permettrait en outre de pouvoir comparer plusieurs filières de gestion des déchets afin d'éclairer, avec des arguments sanitaires, le choix d'une unité de traitement.

Ce modèle pourrait indiquer pour chaque filière :

- les sources de pollution à prendre en compte,
- les traceurs de risque à intégrer *a minima* dans l'étude ou la méthode de sélection, les méthodes d'acquisition des données d'entrée.

5.3 IMPLICATION DE LA POPULATION ET PROPOSITIONS DE COMMUNICATION

Dans le domaine des risques sanitaires liés à l'environnement et plus particulièrement aux installations de traitement des déchets, le public a toujours eu des relations complexes avec le maître d'ouvrage et les experts. Du déni des risques à l'acceptation fataliste, de la remise en question, voire du conflit, en passant par l'envie d'en savoir plus et le syndrome NIMBY (Not In My Back Yard), toutes ces positions se rencontrent lorsqu'il s'agit d'évaluer les risques pour la santé de la population vivant à proximité d'une usine génératrice de pollution, même faible. La population est généralement consciente de l'intérêt de certaines installations à risque, indéniablement nécessaires, telles que les unités de traitement des déchets. Légitimement, les riverains sont en même temps inquiets des possibles conséquences sur leur santé d'une pollution générée par une installation située à proximité de leurs habitations. Le baromètre IRSN confirme cela en indiquant que 87% des français refusent de vivre à proximité d'un incinérateur d'ordures ménagères (ANGIGNARD M., 2006).

5.3.1 LA PERCEPTION DU RISQUE SANITAIRE LIE AUX DECHETS

D'après un rapport de l'ADEME caractérisant les représentations des risques sanitaires liés aux déchets (COCHIN D., LHUILIER Y., 1999), la complexité de la communication auprès de la population provient du fait de la thématique même du déchet. En effet, le déchet suscite le dégoût, la répulsion à l'égard de la dégradation organique et de la pollution chimique qu'il peut engendrer. L'incinérateur est essentiellement associé à une pollution toxique tandis que le stockage, qui reste essentiellement dans l'image collective un lieu d'abandon plus que de traitement des déchets, est associé à la pourriture contaminante.

L'acceptabilité d'une filière est liée aux bénéfices, outre l'élimination des déchets, qu'elle offre aux communes. Ainsi, le centre de stockage n'apparaît pas offrir de bénéfices au plan réel et symbolique, car il ne propose qu'une très faible valorisation du déchet. L'intolérance à l'ISDND semble d'ailleurs proportionnelle à la quantité et à la fréquence des nuisances (odeurs, animaux nuisibles, circulation des camions, etc.) signifiant sa présence. L'incinérateur propose une meilleure valorisation du déchet, essentiellement énergétique, et dispense d'une cohabitation longue avec des stocks de déchets. Cependant, la référence à la dioxine, toxique majeur lié à l'incinération dans la représentation collective, vient tempérer l'attrait pour cette filière. Ainsi le choix entre ces deux filières semble se réduire à deux maux : les nuisances et la contamination par des agents pathogènes ou la pollution de l'air et des aliments à laquelle est associé le risque de cancer.

De plus, le déchet peut être considéré comme contaminant pour la population riveraine du fait d'une possible assimilation à celui-ci par identification : la proximité du déchet est honteuse et stigmatisante. Les populations n'acceptent pas le déclassement de l'image de leur patrimoine. Cette conviction d'être méprisé, désinformé et abusé s'inscrit dans un contexte plus global caractérisé par une réduction de la tolérance du public face aux risques environnementaux, par un attachement croissant aux valeurs de santé et de bien-être, par une anxiété diffuse face aux développements technologiques et par une crise de confiance vis à vis des experts et de l'autorité publique. Ceci conduit à des craintes qui semblent parfois disproportionnées, notamment concernant les émissions de dioxines et furanes par les incinérateurs répondant à toutes les réglementations actuelles, qui peuvent ainsi geler toute démarche dans les municipalités.

Par ailleurs, l'inégalité des connaissances disponibles présente un frein supplémentaire à l'implication de la population dans les débats. On peut considérer l'existence de liens probables entre les niveaux de préoccupations, d'investigations et de risques associés. Ainsi les filières les plus préoccupantes pour la population sont les plus souvent étudiées, à l'image des UIOM, mais la multiplication des études réalisées pour les UIOM laisse penser à tort aujourd'hui qu'il s'agit de la filière la plus dangereuse pour la santé humaine. A l'inverse, il est également possible que l'image positive de certaines pratiques (compostage et méthanisation) qui permettent de redonner vie aux déchets, contribue à diminuer les niveaux de préoccupations sanitaires et explique un moindre niveau de connaissances.

5.3.2 PROPOSITIONS DE COMMUNICATION AUPRES DU PUBLIC

Malgré ces multiples difficultés, un plan de communication doit être initié par les élus car si la transmission au public des connaissances sur les risques sanitaires ne passe pas par eux, elle sera reprise par divers relais qui peuvent être tout aussi bien les médias, les pouvoirs publics, les associations ou les professionnels. Cette transmission est globalement délicate et il n'est pas rare de constater des décalages entre le contenu de certaines études et l'interprétation qui en est faite au final (ADEME, 2005a). Les causes peuvent être diverses mais elles sont fréquemment liées aux notions spécifiques rencontrées dans ces travaux qui ne sont pas comprises et parfois mal interprétées par les non initiés (confusions dans les notions de « risque » et « danger », interprétation des résultats exprimés en probabilités, etc.). Plus globalement on constate une mauvaise appropriation des objectifs et des démarches des études scientifiques. Ceci conduit en particulier à des généralisations excessives de résultats ou à des extrapolations à des contextes

trop différents de ceux dans lesquels ont été réalisés les travaux. Ainsi, une simplification excessive conduit souvent à une interprétation abusive des connaissances réellement disponibles, tandis que l'usage massif de précautions et de nuances alimente le sentiment de méfiance par une volonté de réserver aux seuls initiés les éléments de connaissances. L'étude COMRISK élaborée par l'INERIS, l'ADEME et la Cire Ile-de-France, constitue un manuel pour réussir une bonne communication et impliquer le public dans l'évaluation et la gestion des sites ou sols pollués (BAUMONT G., MAROT F., HAZEBROUCK B., LEGOUT C., 2009). Elle propose un protocole pouvant servir de support d'aide à la prise de décision des parties prenantes et fournit des règles de bonne communication dans la démarche d'implication de la population.

6. UNE APPROCHE COMPARATIVE DES RISQUES SANITAIRES PEUT-ELLE ECLAIRER LES DEBATS PUBLICS ?

Des évolutions ont été apportées dans les administrations pour qui l'information du public est devenue une des missions. Mais le simple niveau d'échange s'est avéré insuffisant dans de nombreuses situations (Metaleurop à Noyelle Godault, UIOM de Gilly sur Isère, Ecole Roosevelt à Vincennes située sur un ancien site de Kodak, etc.) (LEGOUT C., 2006). En effet, les données relatives aux risques sanitaires liés aux déchets sont initialement produites par des scientifiques et des experts. Elles sont collectées dans des contextes particuliers (sites, études d'impact, etc.), déconnectés les uns des autres, et sont généralement publiées dans des revues spécialisées destinées à un public d'initiés. En outre, la portée des enseignements, les contextes d'application et les limites sont très différents selon les études et les travaux réalisés sont généralement assortis de nombreuses nuances et précautions d'interprétation. De plus, les diverses approches et méthodologies utilisées donnent souvent des résultats différents, ce qui rend la compréhension des résultats plus complexe. C'est néanmoins sur la base de ces données que les élus, citoyens, associations et industriels doivent se baser pour se forger une opinion et étayer leurs arguments. C'est pourquoi les différents acteurs ont tendance à demander d'emblée quelle est la solution la meilleure dans l'absolu, au risque de suivre aveuglément une unique filière. De façon moins radicale, une demande récurrente de la part des collectivités et des citoyens concerne la relativisation par une approche comparative des risques. L'objectif est de permettre une appropriation plus concrète des niveaux de risques présentés afin d'apporter une base de réflexion, initiée à partir des effets sanitaires, sur l'acceptabilité du risque lors des débats publics.

Si l'on souhaite hiérarchiser les niveaux de risque pour les différentes filières de traitement des DMA, il est souhaitable de comparer des risques comparables, c'est-à-dire ayant le même statut (risque subi), le même type d'origine (environnementale), étant liés au même type d'exposition (chronique) et étant obtenus pour les mêmes hypothèses (scénarios d'exposition, cibles, voies d'exposition, etc.). Trois études réalisées par l'INERIS pour chacune des filières (UIOM, ISDND et compostage) ont été sélectionnées car elles considèrent les mêmes types d'exposition, modèles, etc. Il peut être envisagé de comparer les sommes de QD et ERI calculés dans les ERSEI pour l'ensemble des voies d'exposition (inhalation et ingestion). Cependant, cette comparaison entre les différentes filières ne permet pas de distinguer la gravité des effets et atteintes pour une même voie d'exposition (atteintes respiratoires, rénales, neurocomportementales, etc.). De plus la valeur des sommes des QD et ERI dépend fortement du nombre de traceurs de risque choisis dans l'étude. Cette tentative de comparaison est donc à considérer avec beaucoup de précaution car les hypothèses, souvent majorantes, et les choix opérés dans les études sont très différents selon les filières.

Dans un second temps une tentative de comparaison des niveaux de risque pour une seule substance, dont les effets seront les mêmes quelle que soit la filière, peut être réalisée (voir tableau 3). Pour les trois études sélectionnées, l'arsenic apparaît comme polluant traceur de risque commun à toutes les voies d'exposition considérées dans les EQRS.

Tableau 3 : Comparaison des niveaux de risque lié à l'As dans chaque filière

	UIOM	ISDND	Compostage
QD par inhalation	$2,2.10^{-3}$	$5,7.10^{-3}$	$2,3.10^{-1}$
QD ingestion	0,64	9.10^{-3}	Non concerné
ERI par inhalation	1.10^{-6}	$6,7.10^{-7}$	$4,9.10^{-6}$
ERI par ingestion	9.10^{-5}	$7,5.10^{-7}$	Non concerné

Cette comparaison permet de conclure de prime abord que, pour l'arsenic, les risques par inhalation seraient relativement plus élevés pour la filière de compostage et que les risques par ingestion seraient relativement plus élevés pour la filière d'incinération, bien que cette voie d'exposition n'ait pas été étudiée pour le compostage (ce qui peut présenter un réel manque dans l'évaluation des risques sanitaires). Cependant cette comparaison ne permet en aucun cas de conclure que dans l'absolu le compostage présenterait plus de risque par inhalation que les autres filières ; en effet, l'arsenic est une des substances ayant le plus d'impact sur le niveau de risque calculé pour cette filière contrairement aux UIOM et ISDND pour lesquels l'arsenic n'a que peu d'influence sur le niveau de risque calculé. Les substances ayant les plus forts impacts pour ces deux filières sont le chrome VI, le nickel, le cadmium et le manganèse.

Ainsi les tentatives de relativisation, utilisant les niveaux de risque calculés dans les ERSEI, sont à manipuler avec beaucoup de précaution et ne permettent en aucun cas de conclure quant à la hiérarchisation des risques sanitaires liés aux filières de traitement des déchets. La revue générale anglaise sur les impacts sanitaires liés aux filières de traitement des déchets a également tenté de comparer les effets sur la santé des émissions atmosphériques des différentes installations de traitement des déchets (compostage, méthanisation, traitement mécanique, incinération, stockage, thermolyse et gazéification) (DEFRA - ENVIROS, 2004). Cette étude conclue également en l'impossibilité, en l'état des connaissances actuelles, d'affirmer qu'une filière est définitivement plus dangereuse, en termes d'effets sur la santé humaine, qu'une autre.

L'outil idéal serait une échelle comparative des risques liés aux différentes filières de traitement des déchets. Cependant sa mise en œuvre paraît délicate et risque de ne pas éclairer le débat en cas de mauvaise interprétation de ce type de hiérarchisation. En effet, les niveaux de risque calculés dans les ERSEI au sein d'une même filière peuvent différer d'un facteur 10 voire 100 entre les études. Ces différences proviennent des VTR sélectionnées, des polluants traceurs de risque pris en compte et de leur nombre (dans le cas de la comparaison des sommes des quotients de dangers (QD) et des excès de risque individuels (ERI)). De plus, les connaissances, à l'heure actuelle, sur les émissions de polluants des unités de traitement ne sont pas suffisamment complètes et détaillées et une telle démarche conduit à occulter les hypothèses et nuances émises dans les études.

D'autre part, il est important de noter que cette analyse ne compare qu'une seule filière unique à l'échelle locale, or il est évident que les solutions ne peuvent être que multiples : les déchets et les conditions locales sont très différents sur l'ensemble du territoire, tant par les opportunités qu'ils offrent que par les contraintes qu'ils imposent. De plus, aucune filière de traitement ne peut véritablement disposer à elle

seule de la totalité des DMA, les solutions étant complexes et comportant plusieurs facettes. Ces différents paramètres conduisent à envisager une gamme de solutions de traitement aussi large que possible et à rechercher celle qui conviendra le mieux au cas par cas. Ainsi le seul critère permettant de hiérarchiser les différentes solutions ne peut être que l'aptitude d'un système à valoriser les déchets, dans un contexte donné en respectant l'environnement, la santé humaine et des critères d'ordre économique, techniques et sociaux. Il s'agit de la « gestion intégrée » des déchets qui est, avec la prévention à la source de la production et de la nocivité des déchets, l'un des axes majeurs de la nouvelle politique française en matière de déchets (Ministère en charge de l'Ecologie, 2009). Aussi, si la comparaison des risques sanitaires liés aux filières de traitement des déchets est difficile à l'échelle locale, est-elle pertinente à l'échelle globale ?

Bien que l'ACV ne puisse prétendre au statut d'outil d'évaluation de risque sanitaire, elle pourrait apporter des éléments supplémentaires à la comparaison des systèmes de gestion des déchets. En effet, l'ACV reste la seule méthode disponible et facilement compréhensible permettant d'appréhender un système à l'échelle globale. Cependant, l'ensemble des limites de cette méthodologie pourrait conduire à une mauvaise interprétation d'une tentative de hiérarchisation des risques sanitaires basée uniquement sur l'ACV. Par conséquent, l'ACV pourrait se révéler être un outil complémentaire de l'EQRS en l'utilisant comme vecteur d'auto-amélioration à l'échelle globale. L'ACV pourrait être intégrée, en amont, dans une démarche décisionnelle lors de la réflexion portant sur le choix d'un système de gestion des déchets ménagers dans une collectivité. A l'échelle départementale ou régionale, l'ACV apporterait, en effet, des éléments de réponses en intégrant des paramètres globaux permettant d'identifier les meilleurs scénarios de collecte, de traitement et d'élimination des déchets, en veillant à ce qu'aucune filière ne soit écartée *a priori* par les décideurs (UIOM et ISDND). Puis une EQRS pourra être réalisée pour estimer l'impact sanitaire local prévisible lié à l'implantation d'une nouvelle unité de traitement des déchets. L'idée est non plus de déterminer *a priori* le bon mode de traitement des déchets, à travers une hiérarchisation des filières selon des considérations sanitaires, mais de configurer au mieux l'ensemble du système de gestion des déchets en fonction des objectifs de la collectivité et de son contexte local.

Cependant, pour suivre une telle démarche, les outils d'aide à la décision, intégrant l'évaluation des différentes solutions envisagées selon les multiples critères à considérer (impact sanitaire et environnemental) restent encore largement à construire. Il est notamment nécessaire que l'ACV permette une approche moins globale en intégrant quelques spécificités régionales : météorologie, reliefs, etc. Par ailleurs il semble intéressant d'intégrer à la méthodologie d'ACV la caractérisation du risque lié à la circulation de camions transportant les déchets. Bien qu'aucune étude ne soit disponible à l'heure actuelle, il est certain que ce risque dépend du nombre de kilomètres parcourus entre les points de collecte et les unités de traitement, mais également du type de route empruntées et de leur fréquentation. En effet, les nouvelles volontés en termes de traitement des déchets réorientent les schémas de gestion vers des organisations générant davantage de déplacements associés au recyclage et au traitement dans des unités aux normes, souvent plus grandes et de plus en plus multi-filières. Or, si les déchets parcourent en moyenne 40 à 50 kilomètres, certains sont transportés sur des distances plus grandes selon leur nature ou les régions parcourues. Ainsi différents scénarios de déplacements

pourraient être évalués, en intégrant les transports ferroviaires et maritimes encouragés par l'ADEME (ADEME - Voies Navigables de France, 2001).

7. CONCLUSIONS ET LIMITES DE L'ETUDE

Les installations de traitement des DMA sont à l'origine de rejets atmosphériques et parfois liquides et/ou solides, facteurs d'impacts potentiels sur la santé et l'environnement. La toxicité de certaines substances est avérée et l'homme peut être exposé à ces polluants de multiples manières : inhalation, ingestion d'aliments contaminés produits à proximité de l'installation, etc. Ce constat justifie à la fois les inquiétudes des riverains des centres de traitement des DMA et les études qui ont été réalisées afin de caractériser l'impact sanitaire et environnemental des différentes filières. Ces études peuvent être de plusieurs ordres : études d'imprégnation, études épidémiologiques, analyse du cycle de vie et évaluation quantitative des risques sanitaires.

Cette étude montre que la littérature concernant l'impact éventuel des installations de traitement des DMA est hétérogène tant sur les modes d'évaluation que sur les filières étudiées. Les effets sur la santé de riverains d'UIOM sont amplement décrits, en revanche, pour les autres installations, les données concernent essentiellement ou exclusivement des expositions professionnelles qui sont différentes de celles rencontrées dans l'environnement.

Si les études épidémiologiques ont été souvent utilisées afin de répondre aux questionnements des acteurs de la gestion des déchets et aux inquiétudes des riverains, il s'agit d'études lourdes, compliquées à mettre en place, coûteuses, longues et sujettes à caution. De plus, la plupart des études ne peuvent apporter de réponse pour un site donné car elles manquent de puissance statistique. L'étude de l'impact environnemental est quant à elle quasi inexistante. Les quelques analyses du cycle de vie réalisées (ACV) ont eu pour objectif d'identifier le meilleur système de gestion des déchets (de la collecte à l'élimination), en termes d'impacts sur les milieux et la santé. Finalement l'évaluation quantitative des risques (EQRS), largement employée dans le volet sanitaire des études d'impact, est l'outil le plus utilisé, à l'heure actuelle, pour caractériser les risques sanitaires liés aux filières de traitement des DMA et aider à mettre en œuvre des mesures de gestion appropriées.

Des guides sectoriels ont été rédigés au cours des dix dernières années afin de faciliter la réalisation des évaluations de risques sanitaires dans les études d'impact (ERSEI). Cependant, la situation actuelle ne permet pas de disposer de guides aussi structurés pour toutes les filières de traitement car de réelles lacunes existent notamment pour le compostage et la méthanisation. Ainsi le cadre méthodologique proposé par les guides, reposant sur des bases scientifiques, n'est pas identique pour l'ensemble des filières. Or, cette situation tend à focaliser l'attention (des autorités publiques comme des parties prenantes) sur les filières ayant fait l'effort de développer une démarche d'EQRS, au risque de conduire à penser que seules ces filières présentent un risque (UIOM et stockage). La réalisation de fiches sectorielles permettrait, en outre, de pouvoir comparer plusieurs filières de gestion des déchets afin d'éclairer, avec des arguments sanitaires, le choix d'une unité de traitement.

Par ailleurs, le bilan des connaissances disponibles pour l'ensemble des filières a permis de mettre en évidence les lacunes à combler et la nécessité de réaliser un

retour d'expérience sur les émissions des différentes installations. En effet, les connaissances actuelles, si elles permettent de pointer quelques polluants d'intérêt sanitaire à suivre dans l'environnement, doivent être validées par un retour sur le terrain. Le retour à la mesure est indispensable afin de confirmer les hypothèses émises jusqu'à maintenant et, dans une démarche prospective, d'identifier les émissions à la fois chimiques et biologiques des filières les plus récentes (compostage et méthanisation). Pour cela le développement de registres nationaux consultables en routine, l'amélioration de la surveillance pré et post-EQRS, et l'encouragement de la mesure face à la modélisation sont des pistes à conforter.

L'amélioration de l'implication de la population dans les démarches décisionnelles est également un enjeu important auquel il semble nécessaire de répondre. Si la communication autour des déchets est délicate, une demande récurrente de la part des acteurs (élus, riverains, industriels) concerne la relativisation par une approche comparative des filières. Or cette étude a montré que toute tentative de hiérarchisation reste délicate à mettre en œuvre. La démarche la plus viable serait d'utiliser les niveaux de risque sanitaire calculés dans les ERSEI associés aux résultats de l'ACV afin de configurer au mieux l'ensemble du système de gestion des déchets en fonction des objectifs de la collectivité et de son contexte local selon des critères à la fois environnementaux, sanitaires mais également économiques, techniques et sociaux.

Il est important de noter que le retour d'expérience mené ici repose sur un nombre limité de dossiers provenant pour la majorité des ERS menées par l'INERIS. Ces études présentent l'avantage de suivre les guides sectoriels et de justifier clairement les choix opérés. Elles permettent en outre d'observer une certaine variabilité dans les contextes des études ou les méthodes utilisées pour les différentes filières. La multiplication du nombre de dossiers aurait probablement apporté une plus forte dispersion des conclusions.

De plus, les risques liés à l'utilisation ultérieure des déchets ou produits sortants des installations de traitement des DMA ne sont pas pris en compte dans les ERSEI, ce qui peut également entraîner un biais dans la caractérisation de l'impact sanitaire et environnemental des filières.

8. BIBLIOGRAPHIE

8.1 RAPPORTS CITES

BONNARD R. 2001. Risque biologique et la méthode d'évaluation du risque. 2001. INERIS.

ADEME - Voies Navigables de France. 2001. Transport des déchets : la solution fluviale. 2001.

ADEME. 2010b. Enquête ITOM 2008 : le parc d'incinérateurs. 2010b.

— **2002.** Evaluation du risque de malformations congénitales liées à la proximité d'incinérateurs d'ordures ménagères. 2002.

— **2005a.** Impacts sanitaires et gestion des déchets : des besoins, des outils, des incompréhensions. 2005a.

— **2009.** Les déchets en chiffre en France - Données et références. 2009.

— **2010a.** Les installations de traitement des ordures ménagères - Résultats 2008. 2010a.

AFSSET. 2008. Risques sanitaires du biogaz - Evaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel. 2008.

AIR NORMAND – OBSERVATOIRE DE LA QUALITE DE L'AIR. 2009. Surveillance environnementale autour des incinérateurs - Mesures de retombées et biosurveillance. 2009. E 08_21_09.

ANGIGNARD M. 2006. Enquête sur la perception des sols pollués et de leurs conséquences sanitaires - Etude qualitative. 2006. Master "Science du Risque" - IRSN.

ASTEE. 2006a. Données générales sur la collecte et le traitement des déchets ménagers en France. 2006a.

— **2006b.** Guide méthodologique pour l'évaluation du risque sanitaire de l'étude d'impact des installations de compostage soumises à autorisation. 2006b.

— **2005.** Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une installation de stockage de déchets ménagers et assimilés. 2005.

— **2003.** Guide pour l'évaluation du risque sanitaire dans le cadre de l'étude d'impact d'une UIOM. 2003.

— **2006.** Vade mecum du porteur de projet de méthanisation des déchets des collectivités. TSM. 2006, 4.

BANAR M., COKAYGIL Z., OZKAN A. 2009. "Life cycle assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey". 2009. Waste Management, n°29, pp54-62.

BAUMONT G., MAROT F., HAZEBROUCK B., LEGOUT C. 2009. "L'étude COMRISK : l'implication des populations dans l'évaluation et la gestion d'un site ou sol pollué". 2009. Préventique Sécurité, n°105.

BIO-TOX. 2009. Synthèse des connaissances sur les impacts environnementaux et les risques sanitaires de l'incinération, de la méthanisation et des centres de stockage. 2009. Etude pour le SYCTOM.

- BOIZE M. , BORIE A.L, LANDRIN A. 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)". 2008. Environnement, Risque et Santé, vol. 7, n°4, pp 265- 277.
- BOVEA M.D. , IBANEZ-FORES V. V. , GALLARDO A., COLOMER-MENDOZA F.J. . 2010.** "*Environmental assessment of alternative municipal solid waste management stratégie. A Spanish case study*". 2010. Waste Management doi:10.1016/J.wasman.2010.03.001.
- BRUNEKREEF B. 1997.** "Air pollution and life expectancy : is there an association ?". 1997. Occupp Environ Med, n°54, pp 781-784.
- BUNGER J., ANTLAUF-LAMMERS M., SCHUTZ TG. et al. 2003.** "Health complaints and immunological markers of exposure to bioaerosols among biowaste collectors and compost workers". 2003. Occupational Environment Medicine. n°60, pp336-342.
- CHERUBINI F., BARGIGL S., ULGIATI S. 2008.** "Life cycle assessment of urban waste management : enrgy performances and environmental impacts. The case of Rome, Italy". 2008. Waste Management, n°28, pp 2552-2564.
- CLOZEL D., DERRIEN J., RIFFAULT J. 2008.** *Evaluation des risques liés à l'exposition aux poussières de manganèse.* 2008. Atelier Santé Environnement - ENSP.
- COCHIN D., LHUILIER Y. 1999.** Représentation des risques sanitaires liés aux déchets et à leurs modes de traitement. 1999.
- COMITE DE LA PREVENTION ET DE LA PRECAUTION. 2004.** Les incinérateurs d'ordures ménagères : quels risques ? quelles politiques ? 2004.
- DE LENTDECKER C. 2009.** *Evaluation du risque professionnel lié aux bioaérosols dans les stations de compostage des boues de stations d'épuration.* 2009. Rapport M2 professionnel - Evaluation et gestion des risques sanitaires liés à l'environnement.
- DEFRA - ENVIROS. 2004.** Review of Environmental and Health Effects of Waste Management : Municipal Solid Waste and Similar Wastes. 2004.
- DELERY L., INERIS. 2003.** Données disponibles pour l'évaluation des risques liés aux bioaérosols émis par les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés. 2003.
- DIRECTION GENERALE DE LA PREVENTION DES RISQUES. 2008.** *Le registre national des émissions polluantes.* 2008.
- EKVALL T., ASSEFA G., BJORKLUND A. et al. 2007.** "*What life cycle assessment does and does not do in assessments of waste management*". 2007. Waste Management, n°27, pp 989-996.
- ENSP. 2002.** Elements pour la prise en compte des effets des unités de compostage de déchets sur la santé des populations riveraines. 2002.
- EUROPEAN COMMISSION. 2004.** *EPER review report.* 2004.
- FIERENS S., FOCANT J-F., EPPE G. et al. 2005.** "Evaluation de la charge corporelle en dioxines des riverains d'incinérateurs et de la sidérurgie : résultats

d'une étude réalisée en Belgique". 2005. Environnement, Risques et Santé. Vol 4, n°1, pp35-42.

FNADE - ADEME. 2006. Guide d'aide à la déclaration des émissions polluantes issues des installations de compostage au titre de l'arrêté du 24 décembre 2002. 2006.

—. **2002.** Risques sanitaires liés aux unités de compostage des déchets : présentation de deux études. 2002.

FRANCOIS G. 2005. Faisabilité d'une étude épidémiologique auprès des travailleurs des centres de compostage des déchets. 2005. Mémoire IGS - ENSP - INRS.

GLANDIER S. 2002. Risques sanitaires liés aux fuites de lixiviats des centres de stockage de déchets ménagers et assimilés. 2002. Mémoire IGS - ENSP.

HEALTH AND SAFETY LABORATORY. 2010. Bioaerosol emission from waste composting and potential for workers' exposure. 2010. RR786.

HEALTH PROTECTION AGENCY. 2010. The impact on health of emissions to air from municipal waste incinerators. 2010.

HERR C.E.W., ZUR NIEDEN A., JANKOFSKY M. et al. 2003. "Effects of bioaerosols polluted outdoor air on airways of residents : a cross sectional study". 2004. Occupational & Environmental Medicine, n°60, pp336-342

HOURS M., ANZIVINO L., ASTA J., et al. 2001. Etude des polluants atmosphériques émis dans deux centres de stockage des ordures ménagères : caractérisation et mesure des niveaux d'exposition ; mise au point d'outils de suivi en vue de l'évaluation des risques sanitaires. 2001.

INERIS—. **2007a.** Appui à la réalisation de certaines parties de l'étude de dangers du site concernant les activités de méthanisation et de fabrication de compost. 2007a.

—. **2008b.** Campagnes de mesures sur des unités de méthanisation utilisant des sous produits de l'agriculture et de l'élevage. 2008b.

—. **2010a.** Caractérisation des concentrations dans l'air ambiant et identification des phases émissives de particules en site ouvert de compostage. 2010a.

—. **2007c.** Etat de l'art concernant la prise en compte de l'approche sanitaire dans la gestion des déchets. 2007c.

—. **2008a.** Etude bibliographique de la filière et de la composition du biogaz de méthanisation agricole. 2008a.

—. **2008b.** Particules émises par les activités de traitement des déchets, de la caractérisation à l'impact sanitaire - Etat des connaissances. 2008. RECORD, 06-0666/1A.

—. **2008c.** Etude comparative de la complémentarité et des limites de différentes méthodes de surveillance des retombées atmosphériques des UIOM. 2008c.

—. **2009a.** Etude de la composition du biogaz de méthanisation agricole et des émissions en sortie de moteur de valorisation. 2009a.

—. **2008d.** Etude des risques liés à l'exploitation des méthaniseurs agricoles. 2008d.—. **2006e.** La démarche d'évaluation des risques sanitaires pour les substances chimiques : origine, objectifs et postulats aux Etats-Unis. 2006e.

- . **1998-2000.** Mesures des émissions atmosphériques d'un incinérateur de déchets industriels. 1998-2000.
 - . **2006g.** Pratique INERIS de choix des valeurs toxicologiques de référence dans les évaluations de risques sanitaires. 2006g.
 - . **2009b.** Première évaluation métrologique de nez électronique sur site pour la surveillance des émissions odorantes de sources fixes de sites d'équarrissages. 2009b.
 - . **2006c.** *Prévention et réduction intégrées de la pollution.* s.l. : Document de référence sur les meilleures techniques disponibles en ce qui concerne les industries de traitement des déchets, 2006c.
 - . **2009c.** Recommandations pour la mise en place d'un suivi environnemental des retombées atmosphériques autour des UIOM. 2009c.
 - . **2010c.** Scénarios accidentels et modélisation des distances d'effets associés pour des installations de méthanisation de taille agricole et industrielle. 2010c.
 - . **2007e.** Surveillance des retombées atmosphériques de l'unité d'incinération et de valorisation énergétique des déchets ménagers et assimilés. 2007e.
 - . **2008g.** Surveillance environnementale d'un centre de traitement multifilière. 2008g.
- INERIS – Ademe (2007)** Guide pour l'échantillonnage de plantes potagères dans le cadre de diagnostics environnementaux.
- INRS. 2007.** Affections respiratoires professionnelles non infectieuses dues aux agents biologiques - Secteur des déchets : collecte, tri et valorisation. s.l. : Documents pour le Médecin du Travail, 2007.
- INSTITUT UNIVERSITAIRE D'HYGIENE ET DE SANTE PUBLIQUE. 2001.** Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union Européenne. 2001.
- InVs - Afssa. 2009.** Etude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères. 2009.
- InVS. 2009.** Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire - Numéro thématique : Incinération des ordures ménagères en France : effets sur la santé. 2009.
- . **2000.** Evaluation des risques sanitaires encourus par les populations riveraines après une exposition prolongée aux polluants de la décharge d'ordures ménagères au lieu dit La Bistade. 2000.
 - . **2006.** Incidence des cancers à proximité des incinérateurs d'ordures ménagères. Saint Maurice. 2006.
 - . **2005.** Stockage des déchets et santé publique - Synthèse et recommandation. 2005.
- InVS, CAREPS. 2000.** Etude sur les dioxines et les furanes dans le lait maternel en France. 2000.
- LE GOFF., GODON J.J, STEYER J.P., WERY N.** (2011) New specific indicators for qPCR monitoring of airborne microorganisms emitted by composting plants. Atmospheric Environment 45. Pp. 5342-5350.

LEGOUT C. 2006. Evaluation quantitative des risques sanitaires : retour d'expérience. 2006. Cire Ile-de-France - Journée RISE.

LETURQUE, C. 2008. Agents biologiques et installations classées : quels risques pour la santé des riverains ? 2008. Mémoire IGS - ENSP - INERIS.

INERIS 2008. MARTINEZ-BLANCO J., COLON J., GABARELL X. et al. 2010. "The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale". 2010.

MINISTERE DE L'ÉCOLOGIE, DE L'ÉNERGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA MER. 2009. *La politique des déchets 2009-2012*. 2009.

MOLETTA M. 2005. Caractérisation de la biodiversité microbienne aéroportée des biogaz. 2005. Laboratoire de biotechnologie de l'environnement. INRA Narbonne. Directeur de thèse : GODON J.J.

MOSQUERON L., NEDELLEC V. 2002. "Recensement des agents émis lors des déversements d'ordures ménagères en situation professionnelle et identification des dangers par inhalation". 2002. Evaluation Risque et Santé, vol.1, n°3.

NERRIERE E., ZMIROU D. 2001. Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union Européenne. 2001. Institut universitaire d'hygiène et de santé publique.

NOTE RAPIDE SUR L'ENVIRONNEMENT ET LA SANTE. *Le compostage en Ile-de-France, existe-t-il un risque sanitaire pour les Franciliens ?* Institut d'aménagement et d'urbanisme de la région d'Ile de France, n°399.

OBSERVATOIRE NATIONAL INTERMINISTERIEL DE SECURITE ROUTIERE. 2006. Les poids lourds et la sécurité routière en France en 2005 - Etude sectorielle. 2006.

OUDOT C. 2005. Conception du programme de surveillance environnementale autour de l'incinérateur d'ordures ménagères de la Tronche (38). 2005. Mémoire IGS - ENSP - Communauté d'agglomération de Grenoble Alpes Métropole.

OZELER D. , YETIS U. , DERMIRER G.N. 2006. "Life cycle assessment of municipal solid waste management methods : Ankara case study". 2006. Environment International, n°32, pp 405-411.

POULLEAU J., INERIS. 2002. Caractérisation des BIOGAZ - Bibliographie - Mesures sur sites. 2002.

RECORD. 2005. Aide à l'identification des risques CMR pour les filières de traitement des déchets. 2005. 02-0660/1A et 04-0660/2A.

RECORD. 2005. Aide à l'identification des risques CMR pour les filières de traitement des déchets. 2005. 02-0660/1A et 04-0660/2A.

SAINT-OUEN M., CAMARD J.P. et al. 2007. Le traitement des déchets ménagers et assimilés en Ile-de-France. 2007. ORS Ile-de-France.

SAINT-OUEN M., CAMARD J-P., HOST S. et al. 2008. "Données épidémiologiques récentes sur les effets sanitaires des installations de traitement des déchets ménagers et assimilés". 2008. Environnement, Risques et Santé. Vol7, n°1, pp27-35.

SCHLOSSER O., HUYARD A. 2008. "Les bioaérosols en plate-forme de compostage : exposition et risque professionnel". 2008. Environnement, Risque et Santé, vol.7, n°1.

SCHNURIGER B., BREF. 2004. "Industries du traitement des déchets". 2004.

SFSP. 1999. L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. s.l. : Collection Santé et Société, 1999. 7.

WINKLER J., BILITEWSKI B. 2007. "Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management". 2007. Waste Management, n°27, pp 1021-1031.

WITTMAYER M., LANGER S., SAWILLA B. 2009. "Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development of waste utilization systems - Applied examples for a region in Northern Germany". 2009. Waste Management, n°29, pp 1732-1738.

ZMIROU D., POTELON J-L., PARENT B. 1984. Etude épidémiologique des effets sur la santé des rejets atmosphériques d'une usine d'incinération de déchets industriels et ménagers. 1984. Revue d'épidémiologie et de santé publique.

8.2 TEXTES REGLEMENTAIRES

- Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage de déchets non dangereux
- Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation
- Arrêté du 11 août 1999 relatif à la réduction des émissions polluantes des moteurs et turbines à combustion ainsi que des chaudières utilisées en postcombustion soumis à autorisation sous la rubrique 2910 de la Nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement
- Arrêté du 4 septembre 2000 portant modalités d'agrément des laboratoires ou des organismes pour certains types de prélèvements et d'analyses à l'émission des substances dans l'atmosphère
- Arrêté du 20 septembre 2002 relatif aux installations d'incinération et de co- incinération de déchets dangereux
- Arrêté du 20 septembre 2002 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
- Arrêté du 24 décembre 2002 relatif à la déclaration annuelle des émissions polluantes des installations classées soumises à autorisation
- Arrêté du 10 février 2005 modifiant l'arrêté du 20 septembre 2002 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

- Arrêté du 22 avril 2008 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de compostage ou de stabilisation biologique aérobie soumises à autorisation en application du titre 1er du livre V du code de l'environnement
- Arrêté du 10 novembre 2009 fixant les règles techniques auxquelles doivent satisfaire les installations de méthanisation soumises à autorisation en application du titre 1er du livre V du code de l'environnement
- Arrêté du 10 novembre 2009 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées de méthanisation soumises à déclaration sous la rubrique n°2781-1.
- Arrêté du 12 août 2010 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations classées de méthanisation relevant du régime de l'enregistrement au titre de la rubrique n°2781-1 de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement.
- CIRCULAIRE du 10/12/03 relative aux Installations classées : installations de combustion utilisant du biogaz
- CIRCULAIRE INTERMINISTERIELLE N°DGS/SD7B/2005/273 du 25 février 2005 relative à la prise en compte des effets sur la santé de la pollution de l'air dans les études d'impact des infrastructures routières
- CIRCULAIRE DGS/SD. 7B n° 2006-234 du 30/05/06 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des valeurs toxicologiques de référence pour mener les évaluations des risques sanitaires dans le cadre des études d'impact
- DECRET n° 2009-1341 du 29 octobre 2009 modifiant la nomenclature des installations classées

9. LISTE DES ANNEXES

Repère	Désignation	Nombre de pages
Annexe 1	ASPECTS REGLEMENTAIRES	5
Annexe 2	COMPARAISON DES DONNEES ISSUES DU GUIDE ASTEE ET DES ERS DE L'INERIS RELATIVES AUX UIOM	8
Annexe 3	COMPARAISON DES DONNEES ISSUES DU GUIDE ASTEE ET DES ERS DE L'INERIS RELATIVES AUX ISDND	7
Annexe 4	COMPARAISON DES DONNEES ISSUES DU GUIDE ASTEE ET DES ERS DE L'INERIS RELATIVES AUX INSTALLATIONS DE COMPOSTAGE	10
Annexe 5	COMPARAISON DES ETUDES RELATIVES AUX INSTALLATIONS DE METHANISATION	9

ANNEXE 1 : ASPECTS REGLEMENTAIRES

LA REGLEMENTATION APPLIQUEE AUX INCINERATEURS EN FRANCE

Les valeurs limites d'émissions atmosphériques des UIOM sont fixées par le cadre législatif européen.

- Directive 89/369/CEE du Conseil du 8 juin 1989, concernant la prévention de la pollution atmosphérique en provenance des nouvelles UIOM.
- Directive 89/429/CEE du Conseil du 21 juin 1989, concernant la réduction de la pollution atmosphérique en provenance des installations existantes d'incinération des déchets municipaux.
- Directive 2000/76/CE du Parlement Européen et du Conseil du 4 décembre 2000, sur l'incinération des déchets.

Les deux premières directives du Conseil ont été transcrites en droit français par l'arrêté du 25 janvier 1991. La troisième l'a été par l'arrêté du 20 septembre 2002. Par conséquent, la réglementation française actuelle concernant les valeurs limites à l'émission d'une UIOM repose sur :

- L'arrêté du 25 janvier 1991 relatif aux installations d'incinération de résidus urbains, pour les anciennes installations (cet arrêté a été abrogé le 28 décembre 2005).
- La circulaire du 24 février 1997 relative aux installations d'incinération nouvelles (cette circulaire n'a officiellement plus cours. Néanmoins, un certain nombre d'installations construites entre 1997 et 2001 disposent d'arrêtés préfectoraux basés sur les valeurs limites définies par cette circulaire).
- L'arrêté du 20 septembre 2002 relatif aux installations d'incinération et de co-incinération de déchets non dangereux. Les dispositions de cet arrêté sont applicables depuis sa publication au journal officiel (01/12/2002) pour les nouvelles installations, et à compter du 28 décembre 2005 pour les installations existantes.
- La circulaire du 9 octobre 2002 relative aux installations classées (arrêtés ministériels relatifs à l'incinération de déchets, émissions de dioxines et de métaux des incinérateurs).

Quelques précisions supplémentaires sur l'arrêté du 20 septembre 2002, applicable au plus tard fin 2005 pour tous les incinérateurs. L'installation a l'obligation de réaliser une surveillance des rejets atmosphériques, des rejets aqueux et de la qualité des aquifères. De plus, l'exploitant doit mettre en place une surveillance de l'impact sur l'environnement au voisinage de l'installation. Cette surveillance doit porter sur la détermination de la concentration des dioxines et furanes et des métaux avant la mise en place de l'installation, entre 3 et 6 mois après la mise en service de l'usine, puis selon une fréquence au moins annuelle. Les modalités de cette surveillance environnementale sont précisées dans l'arrêté préfectoral, et les prélèvements doivent être réalisés là où l'impact de l'installation est supposé être le plus important.

LA REGLEMENTATION APPLIQUEE AUX CENTRES DE STOCKAGE EN FRANCE

En France, la première grande loi sur la gestion des déchets a été promulguée le 15 juillet 1975. Elle instaure l'obligation pour chaque commune de collecter et d'éliminer les déchets des ménages. Cette loi définit par ailleurs les conditions dans lesquelles doivent s'organiser la collecte, le transport, le traitement et l'élimination, et précise que ces opérations doivent se faire « sans risque pour l'environnement et pour la santé humaine ». Elle instaure aussi le principe du « pollueur-payeur » pour financer son application. Ce seront donc les ménages qui financeront la collecte et le traitement des déchets ménagers. Quant aux déchets d'entreprises, ce sont les entreprises qui en sont responsables et doivent en financer leur collecte et l'élimination. Cette loi vise aussi à réduire la production des déchets à la source et à promouvoir la récupération et le recyclage des déchets...

La loi du 13 juillet 1992 complète et renforce le dispositif mis en place en 1975 :

- obligation de valorisation et de recyclage des déchets,
- mise en place de Plans Départementaux qui définissent les grandes orientations de la gestion des déchets ménagers. Les communes sont toujours responsables des déchets ménagers, mais doivent suivre les prescriptions du Plan départemental.
- La mise en décharge réservée aux seuls déchets ultimes : les anciennes décharges où étaient enfouis tous nos déchets ménagers doivent être fermées. Seuls les déchets qui ne pourront être valorisés ou recyclés à un coût acceptable pourront toujours être enfouis. D'ailleurs, on ne parle plus de décharge, mais de centre de stockage de déchets ultimes.

L'arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage de déchets ménagers et assimilés introduit de nouvelles contraintes. Les déchets admis sont précisément identifiés. La barrière de sécurité passive doit comporter une perméabilité inférieure à 10^{-9} m/s sur au moins 1 m et $< 10^{-6}$ sur au moins 5 m. La barrière de sécurité active est assurée par une géomembrane (généralement en PEHD de 2 mm) surmontée d'une couche de drainage.

La directive européenne (1999/91/CE) en date du 26 avril 1999, relative à la mise en décharge des déchets, vise à prévenir ou à réduire les atteintes portées à l'environnement induites par le stockage des déchets, et plus particulièrement les atteintes sur les eaux de surface, les eaux souterraines, le sol, l'air et la santé humaine.

Elle définit trois catégories de décharges :

- La décharge pour déchets dangereux (correspondant au centre d'enfouissement technique de classe 1)
- La décharge pour déchets non dangereux (correspondant au centre d'enfouissement technique de classe 2)
- la décharge pour déchets inertes (correspondant au centre d'enfouissement technique de classe 3).

La réglementation des Centres de Stockage de Déchets Ultimes (CSDU) de classe II (arrêté du 9 septembre 1997, modifié par l'arrêté du 19 janvier 2006) :

Le CSDU doit être composé de casiers, indépendants sur le plan hydraulique, eux-mêmes éventuellement composés d'alvéoles, dans lesquelles sont entreposés les déchets. Les casiers sont entourés de digues étanches (perméabilité inférieure à 10^{-9} m/s sur au moins un mètre d'épaisseur et inférieure à 10^{-6} m/s sur au moins 5 mètres). L'étanchéité est assurée par superposition d'une géomembrane en mélange de fibres textiles en PEHD et de matériaux drainant. Les lixiviats sont récupérés et traités, ils peuvent ensuite être rejetés dans le milieu s'ils respectent les seuils fixés.

La réglementation impose également la collecte et le traitement du biogaz (gaz à effet de serre) afin de limiter ses nuisances. Il est donc capté, puis souvent brûlé en torchère. Certains sites le valorisent en produisant de l'électricité ou de la chaleur ou en le purifiant pour l'utiliser comme carburant participant ainsi à la lutte contre le changement climatique. L'exploitant procède périodiquement à des analyses de la composition du biogaz capté dans son installation, en particulier en ce qui concerne la teneur en CH₄, CO₂, O₂, H₂S, H₂ et H₂O. La fréquence des analyses est fixée par l'arrêté préfectoral.

Le programme de surveillance des rejets du CSDU est détaillé dans l'arrêté préfectoral d'autorisation. Il doit comprendre au minimum le contrôle des lixiviats, des rejets gazeux et des eaux de ruissellement. Au moins une fois par an, ces mesures devront être effectuées par un organisme agréé par le ministre chargé de l'environnement ou choisi en accord avec l'inspection des installations classées.

L'exploitant installe autour du site un réseau de contrôle de la qualité du ou des aquifères susceptibles d'être pollués par l'installation de stockage. Ce réseau est constitué de puits de contrôle dont le nombre est fixé dans l'arrêté préfectoral d'autorisation (au minimum 3). Au moins un de ces puits de contrôle est situé en amont hydraulique de l'installation de stockage et deux en aval. Préalablement au début de l'exploitation, il doit être procédé à une analyse de référence de ces puits. Les résultats des mesures sont transmis à l'inspection des installations classées. Pour limiter l'action de l'eau sur les déchets et donc diminuer la production de lixiviats, des fossés doivent capter et détourner les eaux pluviales.

La durée d'exploitation d'un site est de l'ordre d'une vingtaine d'années ; pour toute partie couverte, un programme de suivi-exploitation (plan de réhabilitation) doit être prévu pour une période d'au moins 30 ans après la fermeture du site. La constitution d'un fond de garantie destiné à couvrir les dépenses de réaménagement en cas de défaillance de l'exploitant doit être prévue.

LA REGLEMENTATION APPLIQUEE AUX CENTRES DE COMPOSTAGE EN FRANCE

La nomenclature des installations classées de traitement biologique des déchets a été modifiée par le décret du 29 octobre 2009.

Ce décret crée une rubrique unique pour le compostage et de 3 sous-rubriques avec des seuils d'autorisation différents tenant compte de la nature des déchets traités. Les seuils d'autorisation sont libellés en quantités de déchets traités (et non plus en quantité de compost sortant).

Les régimes administratifs prévus sont les suivants : Compostage de déchets verts et déjections animales :

- Autorisation si la quantité de déchets traités excède 30 t/j ;
- Déclaration si la quantité de déchets traités excède 3 t/j et reste inférieure à 30 t/j,
- Régime d'enregistrement : rubrique en cours de création.

Compostage de boues et de la fraction fermentescible des ordures ménagères collectées séparément (FFOM) :

- Autorisation si la quantité de déchets traités excède 20 t/j ;
- Déclaration si la quantité de déchets traités excède 2 t/j et reste inférieure à 20 t/j.

Compostage d'autres déchets : Autorisation sans seuil.

Un arrêté est en cours d'élaboration pour les installations soumises à enregistrement.

LA REGLEMENTATION APPLIQUEE AUX CENTRES DE METHANISATION EN FRANCE

Le décret du 29 septembre 2009 a modifié l'encadrement réglementaire des installations de méthanisation. Ce décret a en fait permis la révision de la nomenclature des ICPE, pour créer un ensemble de trois rubriques relatives aux traitements biologiques des déchets et autres matières de nature organique, dont la rubrique 2781 couvrant la méthanisation :

2781	Installations de méthanisation de déchets non dangereux ou de matière végétale brute, à l'exclusion des installations de méthanisation d'eaux usées ou de boues d'épuration urbaines lorsqu'elles sont méthanisées sur leur site de production.	
	1. Méthanisation de matière végétale brute, effluents d'élevage, matières stercoraires, lactosérum et déchets végétaux d'industries agroalimentaires :	
	a) la quantité de matières traitées étant supérieure ou égale à 50 t/j	A
	b) la quantité de matières traitées étant supérieure ou égale à 30 t/j et inférieure à 50 t/j	E
	c) la quantité de matières traitées étant inférieure à 30 t/j	DC
	2. Méthanisation d'autres déchets non dangereux	A

Trois arrêtés sectoriels ont été publiés pour les installations de méthanisation, selon les rubriques de la nomenclature :

- Arrêtés du 10 novembre 2009 pour les installations soumises à autorisation et pour celles soumises à déclaration avec contrôle périodique,

- Arrêté du 12 août 2010 pour les installations soumises à enregistrement.

Parallèlement, une rubrique pour la combustion du biogaz est en cours de création. Elle soumettra à déclaration la combustion de biogaz lorsqu'il est issu d'une installation de méthanisation également soumise à déclaration. Le décret correspondant devait être présenté au Conseil d'État à l'automne 2009.

ANNEXE 2 : COMPARAISON DES DONNEES ISSUES DU GUIDE ASTEE ET DES ERS DE L'INERIS RELATIVES AUX UIOM

	INERIS -Site 1	INERIS - Site 2	Guide ASTEE (2003)	Surveillance Site 3	INERIS – Site 4	
Contexte	Mise à jour de l'ERS réalisées en 1999 à partir des données d'émission	Extension de capacité de l'usine par la mise en place d'une nouvelle ligne d'incinération		Surveillance environnementale des retombées atmosphériques de dioxines, furanes et des métaux lourds autour du site, mise en place	ERSEI réalisée par l'INERIS dans le cadre d'une extension du site	Surveillance environnementale réalisée depuis 2004
Zone d'étude	Rayon de 20km calculé par modélisation du flux de NOx (10% des valeurs max) par ADMS3	Rayon de 5km fixé arbitrairement pour l'inventaire de la pop° Rayon de 5km calculé par modélisation du flux de NOx (10% des valeurs max)	Par modélisation atmosphérique (HCl gazeux) : zone d'étude = zone impactée 1/10 ^e de l'immission maximale modélisée		Périmètre de 1 km défini autour de l'UIOM	
Type d'émission	Canalisée	Canalisée	Canalisée		Canalisée	
Sources potentielles de dangers retenues pour l'ERS	<p><u>Rejets canalisés</u> : sortie de cheminée</p> <p>Les rejets aqueux ne sont pas considérés car les effluents susceptibles de contenir des traceurs de risque sont intégralement réutilisés pour l'extinction des mâchefers. Les éventuels autres effluents industriels sont éliminés en tant que déchet.</p> <p>Les eaux de ruissellement sont collectées/traitées avant d'être rejetées dans le milieu naturel</p>	<p><u>Rejets canalisés</u> :</p> <p>cheminée d'incinération</p> <p><u>Rejets diffus</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> - local de presse à fûts - zone de dépotage des liquides - événements des cuves de stockage de déchets liquides - fosses à solides <p>Les rejets aqueux ne sont pas considérés car ils apparaissent non significatifs en termes d'exposition de la population</p>		<p><u>Rejets canalisés</u> = cheminées</p> <p><u>Rejets diffus</u> = plateforme des mâchefers. Cette source n'est pas retenue car des mesures afin de limiter les envois de poussières ont été prises → pas d'impact notable prévisible</p> <p>en dehors du périmètre de la plate-forme</p> <p>Pas de rejet aqueux vers le milieu naturel</p>	<p><u>Rejets canalisés</u> = cheminées</p> <p><u>Rejets diffus</u> =</p> <ul style="list-style-type: none"> - ré envois des poussières déposées au sol - ré envois engendrés par la circulation des engins de l'entreprise - ré envois des poussières issues de la maturation des mâchefers 	
Substances émises considérées	PM, SO ₂ , NO _x , CO, HCl, HF, COV, dioxines/furanes, métaux (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Sn, Te, Ti, V et Zn)	NO _x , SO ₂ , HF, HCl, PM, As, Cd, Cr, Mn, Hg, Ni, Pb (Sb, Ba, Co, Cu, Sn, Se, Ag, Zn, V), COV, dioxines, furanes rejets diffus : benzène, éthylbenzène, toluène, xylènes, n-hexane, acétate de n-butyle, méthyléthylcétone, tétrahydrofurane	Les substances énumérées sont directement considérées comme traceurs de risque : Pb, Hg, Cd, Ni, Cr VI, As, Mn, dioxines/furanes, poussières	PCDD, PCDF, As, Cd, Cr, Cu, Mn, Hg, Ni, Pb, Zn, PM10	As, Cd, Cr, Mn, Hg, Ni, Pb, Sb, Ba, Co, Cu, Se, Sn, Ag, T, Zn, V, dioxines/furanes, HAP, COV, PM, NO _x , SO ₂ , HF, HCl	PCDD, PCDF, As, Cd, Cr, Mn, Hg, Ni, Pb, PM10

	INERIS -Site 1	INERIS - Site 2	Guide ASTEE (2003)	Surveillance Site 3	INERIS – Site 4	
Méthode de sélection des substances	Les rejets atmosphériques ont été caractérisés grâce à plusieurs campagnes de mesures réalisées par l'APAVE depuis 2003.	Données issues de la bibliographie (NRC, 2000) pour les rejets canalisés et des analyses effectuées par la société toxilabo pour les rejets diffus		La réalisation d'un état des lieux des retombées atmosphériques avant la mise en service de l'installation (état zéro) a permis de définir les substances à surveiller et le programme de suivi correspondant	Données issues de la bibliographie : NRC, 2000 et US-EPA, 1998 + mesures réalisées annuellement en sortant de cheminées depuis 1996	
Remarques sur la sélection des substances	Seules les substances suivies au cours des années passées, substances réglementées en sortie de cheminée, sont considérées dans cette étude.	Etant donné que seuls les rejets canalisés sont considérés dans la modélisation, les données de mesures réalisées pour les rejets diffus ne seront pas utilisées dans l'ERS		La surveillance environnementale s'intéresse à deux types de milieux : les mesures des particules (retombées atmosphérique et particules et poussières en suspension) et les mesures dans les sols, végétaux et lait		
Flux à l'émission	Utilisation des flux réels à l'émission	Les flux à l'émission sont calculés sur la base des quantités émises annuellement, elle-même calculées à partir des valeurs réglementaires limites à l'émission et des débits normalisés (les données ne sont pas issues de mesures sur site)		Les flux à l'émission ne sont pas connus ce qui ne permet pas de conclure sur la corrélation entre les données d'émission et les résultats de la surveillance environnementale		
Critères de choix des traceurs de risque	<ul style="list-style-type: none"> - Toxicité connue et VTR disponible - Emissions quantifiables - Potentiel bio-accumulateur 	<ul style="list-style-type: none"> - les quantités de polluant émises annuellement - la toxicité des substances + démarche de sélection - calcul des rations Quantitésrejetée/VTR (inhalation et ingestion) - les substances non retenues mais ayant un potentiel bio-accumulateur sont examinées - les substances cancérogènes non retenues sont examinées à part 	<p>Les traceurs de risques considérés dans le rapport de la SFSP, spécifiques à des procédés thermiques sont inclus dans la liste (Pb, Hg, Cd, Pm et dioxines) + Ni, Cr VI, As et Mn</p> <p>Critères de sélection de la SFSP :</p> <p>les connaissances disponibles sur la nocivité et l'existence de VTR</p> <p>l'importance des quantités émises et du produit</p> <p>« émission*risque unitaire »</p> <p>la représentativité des polluants : voie d'exposition, effet, forme</p>		<ul style="list-style-type: none"> - dangerosité, quantités, caractéristiques physico-chimiques... - calcul des rations flux atmosphériques canalisés/VTR - les substances cancérigènes éliminées par ce calcul sont examinées 	

			(particulaire ou gazeuse), catégorie (organique, Inorganique) Les critères supplémentaires sont : les substances sont présentes dans la liste réglementaire des polluants à contrôler les préoccupations sociales des riverains			
Traceurs de risque	PM10, PM2, 5, SO2, NOx HCl, HF, NH3, Benzène, Sb, As, Cd, Cr VI, Co, Mn, Hg, Ni, Pb, dioxines/furannes	PM10, SO2, NOx, HF, benzène, Cd, Hg, Sb, As, CrVI, Co, Mn, Ni, Pb, dioxines/furannes	Pb, Hg, Cd, Ni, Cr VI, As, Mn, dioxines/furannes, poussières		PM10, SO2, NOx, HCl, HF, As, Cd, Cr, Mn, Hg, Ni, Pb, dioxines/furanes, Benzène (pour les COV)	
Critères de choix des VTR	- Qualité des données utilisées pour l'élaboration de la VTR - Source récente et issue d'études chez l'homme - Cohérence des facteurs de sécurité utilisés - Valeur la plus protectrice pour la santé	- Source et qualité des données - Voies d'exposition et durée d'exposition compatibles avec l'ERS - Valeur la plus récente et issue d'études chez l'homme - Cohérence des facteurs de sécurité utilisés - Valeur la plus protectrice pour la santé	- Notoriété de l'organisme - Mise à jour récente - Transparence de l'explication de l'élaboration - Adéquation des durées et des voies d'exposition - Valeur la plus protectrice pour la santé		- Source et qualité des données - Voies et durées d'exposition compatibles - Valeur la plus récente et de préférence issue d'études chez l'homme - Cohérence des facteurs de sécurité utilisés - Valeur numérique la plus protectrice	
VTR Effet à seuil						
Inhalation en µg/m ³	Aiguë	Chronique	Aiguë (1h)	Chronique (1 an)		Chronique
PM10	50	20	50 (24h)	40		40
PM2, 5	25	10				
SO2	20	50	350 125 (24h)	50		50
NOx	200	40	200	40		40
HCl	2100	9				20
HF	16	1		1		1

NH3	1200	70						
Benzène	30	10		30				
VTR Effet à seuil								
Inhalation en $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Aiguë	Chronique	Aiguë (1h)	Chronique			Chronique	
Sb		0,2		0,2				
As		0,03		1			1	
Cd		$5 \cdot 10^{-3}$		$5 \cdot 10^{-3}$			$5 \cdot 10^{-3}$	
Cr VI		0,1		$8 \cdot 10^{-3}$			$8 \cdot 10^{-3}$	
Co		0,1		0,1				
Mn		0,04		0,04			0,04	
Hg		0,09		0,2			0,2	
Ni		0,02		0,02			0,02	
Pb		0,5		0,5			0,5	
Ingestion en $\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j}$	Aiguë	Chronique	Aiguë	Chronique			Chronique	
Sb		0,4		0,4				
As		0,3		0,3			0,3	
Cd		1		0,2			0,2	
Cr VI		3		3			3	
Co		1,4		1,4				
Mn		140		140			140	
Hg		0,1		0,1			0,6	
Ni		20		20				
Pb		3,5		3,5			3,5	
Dioxines/Furanes		20.10-6 (nourrisson) [1-4].10-6 (adulte)		20 pg I- TEQ/kg/j (nourrisson) [1-4] pg I- TEQ/kg/j (adulte)			20 pg I-TEQ/kg/j (nourrisson) [1-4] pg I-TEQ/kg/j (adulte)	
VTR Effet sans seuil								
Inhalation en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$								
Benzène		$6 \cdot 10^{-6}$					$6 \cdot 10^{-6}$	
As		$3,3 \cdot 10^{-3}$		$4,3 \cdot 10^{-3}$			$4,3 \cdot 10^{-3}$	
Cd		$4,2 \cdot 10^{-3}$		$1,8 \cdot 10^{-3}$				
Cr VI		$1,5 \cdot 10^{-1}$		$4 \cdot 10^{-2}$			$4 \cdot 10^{-2}$	

Ni	3,8.10 ⁻⁴	3,8.10 ⁻⁴			3,8.10 ⁻⁴	
Ingestion en (µg/kg/j) ⁻¹						
As	1,5.10 ⁻³	1,5.10 ⁻³			1,5.10 ⁻³	
Cr VI	4,2.10 ⁻⁴					
Dioxines/Furanes	10 ⁻³ pg I-TEQOMS/kg(j) ⁻¹				10 ⁻³ pg I-TEQOMS/kg(j) ⁻¹	
Population exposée	Riverains (+ établissements recevant une pop° sensible) Travailleurs dont l'établissement est situé à proximité du site	Riverains (+ établissements recevant une pop° sensible) Travailleurs dont l'établissement est situé à proximité du site	Pop° générale résidant dans la zone d'étude		- riverains du site - travailleurs amenés à travailler à proximité du site	
Voies d'exposition	Inhalation (gaz et particules) Ingestion direct de poussières et de sol Ingestion indirecte via l'alimentation (végétaux, viandes, lait de vache, œufs produits localement) Ingestion lait maternel	Inhalation (gaz et particules) Ingestion directe de poussières et de sol Ingestion indirecte via l'alimentation (végétaux, viandes, lait de vache, œufs produits localement) Ingestion lait maternel	Inhalation gaz et particules Ingestion de sol Ingestion de produits végétaux et animaux produits localement Ingestion d'eau potable Ingestion de poissons pêchés		→ exposition directe via l'inhalation → exposition via l'ingestion de sol → exposition via la chaîne alimentaire (produits végétaux et animaux produits localement) : seuls les polluants ayant un fort potentiel bio-accumulateur sont pris en compte : Cd, Hg, As, Ni, Pb et dioxines	
Type d'exposition	Aiguë et chronique pour l'inhalation Chronique pour l'ingestion	Aiguë et chronique pour l'inhalation Chronique pour l'ingestion			Exposition chronique par inhalation et ingestion	
Scénarios d'exposition	<u>INHALATION</u> Exposition chronique et aiguë Riverains : exposition 365j/an, 24h/24 Travailleurs : exposition 78% du temps <u>INGESTION</u> 4 classes d'âges Données CIBLEX (Ademe) pour l'alimentation Quantité de sol ingéré (US EPA, exposure factor handbook 1997) 2 scénarios d'exposition par	Ingestion, inhalation : équations ASTEE 2003 <u>INHALATION</u> Exposition chronique et aiguë Riverains : exposition 365j/an, 24h/24 Travailleurs : exposition 236j/an, 8h/24 <u>INGESTION</u> 4 classes d'âges Données CIBLEX (Ademe) Quantité de sol ingéré (US EPA, exposure factor handbook 1997) Part de la production locale	Temps d'exposition 100 % (24h/24 et 365j/an) et pénétration des polluants dans l'habitat 100 % Données comportementales exposure factor handbook de l'US EPA, études INSEE, Dubeaux 1994 et AFSSA Enfants entre 0-15 ans (DJE #te)		<u>INHALATION</u> → Riverains : exposition 365j/an, 24h/24 → Travailleurs : exposition 236j/an, 8h/24 <u>INGESTION</u> → Le scénario « résidentiel » comprend 3 classes : - 0-6 mois - 6mois - 6ans - 6 ans - adulte	

	ingestion : scénario « rural » (taux d'auto-consommation élevé) et scénario « urbain »	dans l'alimentation (Dubeaux 1994, INSEE 1991)			Méthode identiques aux autres études	
Ingestion en $(\mu\text{g}/\text{kg}/\text{j})^{-1}$						
Durées d'exposition prises pour le calcul des doses d'exposition	<p><u>Effets à seuil :</u> Effets aiguë pour 1h ou 24h d'exposition (NOx, SO2, HF, HCl, NH3, Benzène, PM10, PM2, 5) Effets chroniques pour la pop° riveraine et les travailleurs (inhalation)</p> <p><u>Effets sans seuil :</u> Inhalation : 30 ans d'exposition Ingestion : 6 mois d'expo. (nourrisson), 6,5 ans (2-7 ans), 11 ans (7-12 ans), 42 ans d'expo. pour l'adulte (pendant et après arrêt de l'UIOM)</p>	<p><u>Effets à seuil :</u> Effets aiguë pour 1h ou 24h d'exposition Effets chroniques pour la pop° riveraine et les travailleurs (inhalation)</p> <p><u>Effets sans seuil :</u> Inhalation : 30 ans d'exposition Ingestion : 7 ans d'expo. (2-7 ans), 11 ans (7-12 ans), 12 ans d'expo. pour l'adulte pendant fonctionnement de l'UIOM, 40 ans d'expo. après arrêt</p>	<p><u>Effets sans seuil :</u> Adulte exposé 70 ans (ingestion), 30 ans (inhalation), et 40 ans pour l'ingestion (accumulation dans les sols) Enfant pendant 15 ans</p>		<p>30 ans pour l'inhalation :</p> <p>- 6 mois en tant que nourrisson</p> <p>- 5,5 ans en tant qu'enfant</p> <p>- 24 ans en tant qu'adulte</p>	
Méthode d'estimation des concentrations dans l'environnement	Modélisation Mesures du bruit de fond (incluant l'UIOM)	Modélisation Mesures (données météo, résultats InVS) Seuls les rejets canalisés sont modélisés en 1 ^{er} niveau d'approche	Modélisation & mesures (bruit de fond) Prendre en compte le bruit de fond dans la caractérisation du risque final		Utilisation de la modélisation et comparaison des résultats avec ceux obtenus en utilisant les résultats de la dernière campagne de mesure (2004)	
Air (modèle, domaine d'étude, données d'entrées)	<ul style="list-style-type: none"> Modèle ADMS3 Zone de 20km de rayon autour des cheminées de l'UIOM Données Météo-France (station de Belfort & aéroport de Bâle-Mulhouse) Dépôt sec et humide (lessivage) pris en compte par ADMS3 	<ol style="list-style-type: none"> Modèle ADMS3 Zone de 5km de rayon autour des cheminées de l'UIOM Données météo d'Air Normand & station météo (Cap de La Hève) Topographie : modèle de terrain de l'IGN Dépôt sec et humide (lessivage) pris en compte par ADMS3 	<p>Bruit de fond : données du réseau « qualité de l'air » ou mesures</p> <p>Modèle de type gaussien</p> <p>Données météo : météo France ou mesures</p>		Modélisation de la dispersion atmosphérique des rejets actuels et futurs	
Sol	Données de dépôts modélisés Distinction 1 ^{er} cm du sol et 20 1 ^{ers} cm 30 années de dépôts avec	Données de dépôts modélisés Distinction 1 ^{er} cm du sol et 20 1 ^{ers} cm 30 années de dépôts avec accumulation	<p>Bruit de fond : données locales et du fonds géochimique (INRA) ou mesures</p> <p>Modélisation des transferts dans les différents milieux</p>		Données de dépôts modélisés Distinction 1 ^{er} cm du sol et 20 1 ^{ers} cm Accumulation des	

	accumulation				polluants dans le sol pendant 30 ans, en comprenant : 11 années de rejets avec 3 cheminées en non conformité + 1 an avec mise en conformité + 18 ans de fonctionnement avec 4 cheminées	
<i>Produits végétaux</i>	Modélisation des dépôts directs des particules sur les feuilles, l'absorption foliaire, le transfert du sol aux racines Utilisation des équations de l'US EPA, 2005 (idem 98)	Modélisation des dépôts directs des particules sur les feuilles, l'absorption foliaire, le transfert du sol aux racines Utilisation des équations de l'US EPA, 1998	Utilisation des équations de l'US EPA, 1998 données en annexe 2		Modélisation des dépôts directs des particules sur les feuilles, l'absorption foliaire, le transfert du sol aux racines Utilisation des équations de l'US EPA, 1998	
<i>Produits animaux</i>	Mesures des dioxines/furanes dans le lait de vache Modélisation dans les produits animaux par les équations de l'US EPA Facteurs de bio-transfert calculés à partir des données de l'AFSSA selon préconisations de Bonnard, 2004 Source d'alimentation des animaux (HHRAP)	Utilisation des équations de l'US EPA Facteurs de bio-transfert extraits de GRNC, 2001 & calculés à partir des données de l'AFSSA selon préconisations de Bonnard, 2004 Source d'alimentation des animaux (HHRAP)	Utilisation des équations de l'US EPA, 1998 données en annexe 2		→ concentration dans les produits animaux : viande de bœuf, œuf et lait (du fait de la présence d'élevages), estimées à partir des quantités de polluants ingérées par l'animal → Utilisation des équations de l'US EPA	
<i>Lait maternel</i>	Modèle US EPA Mesures de l'InVS (2000)	Modèle US EPA Mesures de l'InVS (2000)	Pas d'équation		→ Modèle US EPA : Concentrations en dioxines	
Distance de l'UIOM à la zone la plus impactée	Résultats modélisation : <700 m	Résultats modélisation : 3 km		Mesures : environ 770 m		Mesures : environ 100 m
Analyse du bruit de fond	Bruit de fond = mesures air ambiant du site Analyse de la contribution de l'UIOM mais pas d'estimation du risque	Bruit de fond = données Air Normand (air) et Motelay-Massei, 2003 (sol) Analyse de la contribution de l'UIOM mais pas d'estimation du risque	Estimation du risque en considérant le bruit de fond	- pollution de la ville de Nîmes - traitement des vignes		

Niveaux de risque calculés						
Somme QD par inhalation (aiguë)	0,15 (somme) (Nox)	0,22 (max) (NOx)				
Substances	NOx, SO2, HF, HCl, NH3, Benzène, PM10, PM2, 5	NOx, SO2, PM10				
Sommes QD par inhalation (chroniques)	$1,7 \cdot 10^{-2}$ (distinction entre effet respiratoire et neuro-comportementaux)	$3,9 \cdot 10^{-2}$ (distinction entre effet respiratoire et neuro-comportementaux)				
Substances	NOx, SO2, PM10, PM2, 5, HCl, NH3, Sb, As, CrVI, Co, Ni	NOx, SO2, PM10, Sb, As, CrVI, Co, Ni, Mn, Mg				
Somme QD par ingestion	0,14 (max) (As)	0,64 (max) (As)				
Substances	Cd, Hg, Sb, CrVI, Co, Mn, Ni, Pb, dioxine/furanes	Cd, Hg, Sb, As, CrVI, Co, Mn, Ni, Pb, dioxines/furanes				
Somme ERI inhalation	$3,4 \cdot 10^{-7}$	$3,2 \cdot 10^{-6}$				
Substance ayant le plus fort impact	Benzène, As, Cd, CrVI, Ni	Cd, As, CrVI, Ni, benzène				
ERI ingestion	$1,6 \cdot 10^{-5}$	$9 \cdot 10^{-5}$				
Substance ayant le plus fort impact	As, CrVI	As				

ANNEXE 3 : COMPARAISON DES DONNEES ISSUES DU GUIDE ASTEE ET DES ERS DE L'INERIS RELATIVES AUX ISDND

	ASTEE 2006	INERIS Site 5	INERIS Site 6	INERIS Site 7	ENSP 2002
Contexte		Projet d'installation d'une plate forme de compostage de déchets verts, de biodéchets, d'algues et de coquilles	Projet d'installation d'une plate forme de compostage de déchets verts, d'algues, de cendres d'incinération et de biodéchets	Projet d'extension du site de compostage de déchets verts et de biodéchets	
Zone d'étude	Zone d'étude centrée sur l'installation et définie en fonction de la distance des 1ères habitations et/ou des résultats de la modélisation de dispersion Par défaut correspond au périmètre de l'enquête publique	Carré de 1000 m de côté centré sur l'aire de fermentation de l'unité de compostage	Carré de 1000 m de côté centré sur l'aire de fermentation de l'unité de compostage	Carré de 1000 m de côté centré sur l'aire de fermentation de l'unité de compostage	
Nature des matières premières	<ul style="list-style-type: none"> - boues urbaines - boues industrielles (IAA, papeteries, chimiques ...) - DV - OMR - FFOM - biodéchets issus de l'IAA, restauration - effluents d'élevage 	<ul style="list-style-type: none"> - DV, bois non dangereux - Biodéchets non dangereux issus de l'industrie, de l'agriculture, des IAA, de la restauration - Cendres d'incinération de la biomasse - FFOM collecte sélective - Sous-produits animaux autorisés (lisiers, fumiers, anciennes denrées alimentaires ...) 	Idem	<ul style="list-style-type: none"> - Biodéchets non dangereux issus de l'industrie, de l'agriculture, des IAA, de la restauration - DV - lisiers fumiers... - boues de STEP - OMR de qualité suffisante - sous produits animaux autorisés 	
Sources potentielles de dangers retenues pour l'ERS					
Rejets atmosphériques	<p><u>Sources canalisées</u> : cheminées et biofiltre, tour de lavage</p> <p><u>Sources diffuses</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> - aire de réception (déversement, 	<p><u>Sources diffuses</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> - rejets gazeux des aires de stockage, de fermentation et de maturation 	<p><u>Sources diffuses</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> - rejets gazeux des aires de stockage, de fermentation et de maturation - rejets particuliers liés à la manipulation des déchets et les opérations de broyage/criblage et de 	<p><u>Sources diffuses</u> :</p> <ul style="list-style-type: none"> - rejets gazeux des aires de stockage, de fermentation et de maturation - rejets particuliers liés à la manipulation des déchets et les 	

	<p>enlèvement)</p> <ul style="list-style-type: none"> - broyage, criblage, BRS, tapis, tri, mélange, mise en andain... - aire de fermentation /retournement - aire de maturation /retournement - aire de stockage <p>Les rejets d'échappement issus des moteurs ne sont pas pris en compte</p>		<p>retournement des andains</p> <ul style="list-style-type: none"> - rejets particuliers liés à l'activité de conditionnement du bois 	<p>opérations de broyage/criblage et de retournement des andains</p> <ul style="list-style-type: none"> - gaz d'échappement des véhicules + ré envol des poussières 	
<i>Rejets aqueux</i>	<p>Considérant des installations conformes à la réglementation (surfaces étanches et récupération des eaux de process) :</p> <ul style="list-style-type: none"> - eaux de process envoyées en STEP → pas de rejet dans le milieu naturel - traitement des eaux de surface réalisé in situ → rejets vers les eaux de surface, A prendre en compte dans l'ERS en fonction des usages des eaux de surface et l'importance des rejets - si épandage des eaux → guide concernant l'épandage des boues 	<p>Les effluents aqueux ne sont pas pris en compte dans l'ERS (recyclage et absence de rejet dans le milieu naturel)</p>	Idem	<p>Les effluents aqueux sont totalement recyclés sur le site et il n'y a aucun rejet dans le milieu naturel → non pris en compte dans l'ERS</p>	
<i>Nuisances</i>	<p>Évaluation qualitative des nuisances sonores et olfactives recommandées</p>	<p><u>Bruit</u> : étude ECHOPSY 2007 → pas d'impact sonore prévisible</p> <p><u>Odeurs</u> : étude du Burgeap, 2007 → dépassement du seuil limite de recommandation</p>	<p>Idem</p> <p><u>Bruit</u> : étude ECHOPSY 2007 → pas d'impact sonore prévisible</p> <p><u>Odeurs</u> : étude Burgeap 2007 → dépassement du seuil limite de recommandation</p>	<p><u>Bruit</u> = réalisation d'une étude de bruit (ECHOPSY 2009) → pas d'impact notable attendu au niveau des habitations les + proches du projet</p> <p>Odeurs et poussières non considérés dans l'ERS</p>	
<i>Risque microbiologique</i>	<p>En l'état actuel de connaissances l'évaluation des risques biologiques n'est pas recommandée</p>	Recommandation ASTEE	Recommandation ASTEE	Recommandation ASTEE	<p>Agents biologiques : actinomycètes et champignons. Les champignons sont détruits lors de la fermentation T°>50°C. Les</p>

					champignons sont retrouvés en périphérie du compost en andain
Substances émises considérées	<p>ETM : Cd, Cr III, Cu, Hg, Ni, Pb, Zn, Se, As</p> <p>COV : acétaldéhyde, formaldéhyde, acétone, 2 butanone, disulfure de carbone, chloroforme, 1,2 dichloroéthane, dichlorométhane, tétrachlorure de carbone, chlorure de vinyle, trichloroéthylène, tetrachloroethylène, benzène, chlorobenzène, 1,4 dichlorobenzène, ethylbenzène, isopropylbenzène, toluène, styrène, xylène, acroléine</p> <p>HAP : naphthalène, fluoranthène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène, benzo(a) pyrène, PCB</p> <p>Pesticides : aldrine, dieldrine, carbaryl, DDT, endrine, chlordane, heptachlore, lindane, pentachlorophénol, hexane, NH3</p> <p>H2S</p> <p>autres : dioxines, PM10</p>	Cd, Ni, Pb, As acétaldéhyde, naphthalène, benzène, toluène, xylène, ethylbenzène, PM10, H2S, NH3	idem	idem	H2S, NH3, mercaptans, acides volatils, composés aldéhydique et cétonique
Méthode de sélection des substances à l'émission	<p>La liste des substances a été établie suivant l'état des connaissances disponibles associées au compostage :</p> <ul style="list-style-type: none"> - étude bibliographique CAREPS/ADEME de 2002 ERS liés aux bioaérosols - rapport FNADE/ENSP de 2002 sur les risques non microbiologique - la revue bibliographique mise à jour 	Liste des substances étudiées pour la campagne de mesure sur le site de référence (y compris H2S et NH3 qui n'ont pu être mesurés)	idem	idem	Pas d'indication sur le choix des substances considérées ou sur les sources bibliographiques utilisées
Remarques sur la sélection des substances		La méthode de sélection des polluants étudiés pour la campagne de mesure sur le site de référence	idem	Malgré l'existence d'un centre de compostage sur site (il s'agit d'un projet d'extension), les substances	

		n'est pas explicitée (rapport ERSEI Ryes et rapport d'étude pour le site de référence (Billy))		considérées à l'émission ont été choisies à partir de la campagne de mesure sur le site de référence et non des données spécifiques au site.	
Flux d'émission des polluants d'intérêt sanitaire		<ul style="list-style-type: none"> - Absence de données de flux à l'émission pour le site, mais mesures de concentration sur le site de référence disponible (Billy, 2007). Mesures des concentrations en BTEX, naphthalène, acétaldéhyde, Cd, As, Ni, Pb et PM10 - Pour le H₂S et NH₃ (non mesurés sur le site de référence), les valeurs de flux à l'émission sont issues de la bibliographie (ADEME 2005) 	Idem	idem	
Critères de choix des traceurs de risque	<ul style="list-style-type: none"> - Existence de mesures à l'émission - Existence d'effets sur la santé et VTR disponibles - substances pertinentes pour l'ERS - couvertures des 2 types d'effet (cancérogène/non cancérogène) pour l'ensemble des traceurs 1. Inventaire qualitatif de substances listées dans les études 2. Inventaire quantitatif des données à l'émission 3. Recensement des VTR 4. Choix des voies d'exposition concernées (gaz et substances particulaires) 5. Calcul des risques par inhalation et ingestion à partir des [C] à l'émission → sélection des substances présentant le plus fort risque 	<ul style="list-style-type: none"> - substances recommandées par le guide ASTEE (2006) - connaissance des [C] à l'émission mesurées sur le site de référence - comparaison des niveaux de [C] HS et SS avec les bruits de fond rapportés par la littérature - connaissance des VTR → naphthalène et Cd non pris en compte car [C]<limite de quantification analytique → acétaldéhyde, benzène, xylène, éthylbenzène, Pb, Ni non pris en compte car [C] < valeurs du bruit de fond et < VTR à seuil → As et toluène non pris en compte car valeurs mesurées < VTR à seuil → PM10 non pris en compte car non intégrables à l'EQRS 	Idem	<ul style="list-style-type: none"> - substances recommandées par le guide ASTEE (2006) - connaissance des [C] à l'émission mesurées sur le site de référence - connaissance des flux à l'émission issus de la littérature - comparaison des niveaux de [C] HS et SS avec les bruits de fond rapportés par la littérature - connaissance des VTR → naphthalène et Cd non pris en compte car [C]<limite de quantification analytique → acétaldéhyde, benzène, Pb, Ni pris en compte car [C] proches des valeurs du bruit de fond → As et toluène pris en compte car valeurs supérieures au bruit de fond 	
Traceurs de risque	Cd, Ni, Pb, naphthalène, H ₂ S, NH ₃ , acétaldéhyde, benzène	H ₂ S, NH ₃	Idem	Pb, Ni, As, H ₂ S, NH ₃ , acétaldéhyde, benzène, toluène	<i>Pas de choix</i>

Critères de choix des VTR	<ul style="list-style-type: none"> - Notoriété de l'organisme qui produit la VTR - Mise à jour récente de la VTR - Transparence de l'explication - Adéquation des durées et voies d'exposition - Préférence des données humaines sur les données animales - Valeur la plus protectrice pour la santé humaine 	Utilisation de la circulaire DGS n°234 du 30 mai 2006 relative aux modalités de sélection des substances chimiques et de choix des VTR pour mener les ERSEI	Idem	Avis d'expert de l'INERIS (DRC-08-94380-11776C)	
VTR effet à seuil					
Inhalation (µg/m3)					
<i>Pb</i>				VG = 0,5	
<i>Ni</i>				MRL = 0,09	
<i>As</i>				REL = 0,015	
<i>H2S</i>		RfC = 2	RfC = 2	RfC = 2	
<i>NH3</i>		RfC = 100	RfC = 100	RfC = 70	
<i>Acétaldéhyde</i>				RfC = 9	
<i>Benzène</i>				MRL = 10	
<i>Toluène</i>				MRL = 300	
VTR effet sans seuil					
Inhalation (µG/m3)-1					
<i>Ni</i>				ERUi = 3,8.10-4	
<i>As</i>				ERUi = 3,3.10-3	
<i>Acétaldéhyde</i>				ERUi = 2,2.10-6	
<i>Benzène</i>				ERUi = 2,2.10-6	
Type d'exposition	Exposition chronique	Exposition chronique	Exposition chronique	Exposition chronique	
Voies d'exposition	<ul style="list-style-type: none"> - Inhalation - Ingestion indirecte non considéré car les traceurs de risques choisis ne présentent pas de risque pour 	Inhalation	Inhalation	Inhalation	

	la santé via l'ingestion - Si le risque de rejets des effluents liquides vers les eaux de surface a été retenu → possible prise en compte de la voie ingestion directe (eau) et indirecte (pêche)				
Scénarios d'exposition	Population riveraine (adulte et enfant) exposée 24h/24 et 365j/an	Définition de 3 zones d'exposition dont une zone comprenant des travailleurs d'une coopérative Travailleur : exposé 8h/j et 236j/an Riverain : exposé 24h/24 et 365j/an	3 secteurs d'exposition (récepteurs) définis par modélisation Scénario « riverain » : exposition 24h/24 et 365j/an	Définition de 3 secteurs d'exposition par modélisation Exposition des riverains 24h/24 et 365j/an	
Durée d'exposition	Exposition uniquement pendant la phase d'exploitation	Non renseigné (calcul de QD)	Idem	30 ans = temps de présence moyen dans une maison	
Méthode d'estimation des concentrations dans l'environnement	<u>Emissions canalisées</u> : mesures des [C] à l'émission et modélisation de la dispersion atmosphérique des traceurs de risque <u>Emissions diffuses</u> : modélisation plus complexe : nécessité de privilégier la métrologie choix du modèle : guide général de l'INERIS	En l'absence de mesures pour H2S et NH3 : modélisation de la dispersion atmosphérique. - Modèle ADMS4 - Pour estimer les flux à l'émission (g/s/m ²) : utilisation du tonnage annuel de déchets entrants et taux de siccité (valeurs issues de la société mère) → équation du calcul du flux à l'émission - Prise en compte des conditions de vents et de classes de stabilité	Modélisation de la dispersion atmosphérique : -Modèle ADMS4 - Estimation du flux à l'émission à partir du taux de siccité et du tonnage annuel entrant - Données Météo-France - Prise en compte des conditions de vents et de classes de stabilité	Concernant les traceurs de risque pour lesquels une concentration d'exposition est disponible (Billy) : la concentration d'exposition est considérée comme étant égale à la concentration mesurée à l'émission En l'absence de mesures pour H2S et NH3 : modélisation de la dispersion atmosphérique. - Modèle ADMS4 - Estimation du flux à l'émission à partir du taux de siccité et du tonnage annuel entrant - Données Météo-France - Prise en compte des conditions de vents et de classes de stabilité	
Mesures sur site	Utilisation recommandée d'un site similaire pris comme référence sinon recours aux données bibliographiques	Site de référence similaire	Idem	idem	
Etude d'impact sonore		étude d'impact acoustique ECHOPSY 2007 = 1. campagne de mesure	Idem	étude d'impact acoustique ECHOPSY 2009 campagne de mesure acoustique en	

		acoustique 2. simulation prévisionnelle des impacts acoustiques (logiciel PREDICTOR) Simulation portant sur les engins, (chargeur, broyeur, cribleur), les ventilateurs et camions de déchargement		2007 simulation prévisionnelle des impacts acoustiques (logiciel PREDICTOR) Simulation portant sur les chargeuses, broyeurs, cribleurs, ventilateurs	
Etude d'impact olfactif		Étude d'impact olfactif réalisée par le Burgéap (2007). Etude portant sur les zones de fermentation, maturation, stockage du compost, réception des déchets et la lagune, Zone d'étude = carré de 5km Modèle ADMS4	Idem	Non réalisée	
Bruit de fond	Réalisation de mesures et/ou données issues de la littérature	Valeurs mesurées sur le site de référence + données issues de la littérature (ATSDR	Idem	Valeurs mesurées sur le site de référence + données issues de la littérature (ATSDR 2004 et 2007)	
Niveaux de risque calculés					
Somme QD par inhalation (aiguë)		Non concerné	Non concerné	Non concerné	
Substances					
Sommes QD par inhalation (chroniques)		$1,8 \cdot 10^{-2}$	$7,4 \cdot 10^{-2}$	0,82	
Substances		NH3, H2S	NH3, H2S	NH3, H2S, Acétaldéhyde, Ni, Benzène, Toluène, As, Pb	
Somme QD par ingestion		Non concerné	Non concerné	Non concerné	
Substances					
Somme ERI inhalation		Non concerné	Non concerné	$6,58 \cdot 10^{-6}$	
Substance ayant le plus fort impact				Acétaldéhyde, Benzène, As, Ni	
ERI ingestion		Non concerné	Non concerné	Non concerné	
Substance ayant le plus fort impact					

ANNEXE 4 : COMPARAISON DES DONNEES ISSUES DU GUIDE ASTEE ET DES ERS DE L'INERIS RELATIVES AUX INSTALLATIONS DE COMPOSTAGE

	InVS 2005	INERIS Site 8	INERIS Site 9	INERIS - Site 10	ASTEE 2005
Contexte		Projet d'extension de la capacité de stockage et mise en place d'un nouveau système de traitement des concentrats issus du traitement des lixiviats	Projet d'extension du site	Réalisation de l'ERS dans le cadre de la demande de modification du périmètre et de l'exploitation du centre	
Zone d'étude		Taille déterminée grâce à la localisation des communes les plus proches du site et à la direction des vents dominants = rectangle de 2500x3300 m de côté centré sur la cheminée de la torchère	Taille déterminée grâce à la localisation des communes les plus proches du site et à la direction des vents dominants = carré de 3500 m de côté centré sur la cheminée de la torchère	Taille déterminée grâce à la localisation des communes les plus proches du site et à la direction des vents dominants = carré de 2000 m de côté centré sur la cheminée de la torchère	Taille définie en fonction de la distance de l'ISDND : - aux habitations - aux reliefs - aux activités (pêche, baignade, agriculture...) - au point de captage en eau et de l'étendue de l'unité de distribution d'eau publique concernée
Sources potentielles de dangers retenues pour l'ERS					
Rejets atmosphériques					
<i>Identification des sources</i>	<u>Rejets canalisés :</u> - fumées de combustion de biogaz en torchère <u>Rejets diffus :</u> - fuite de biogaz non capté - gaz d'échappement des	<u>Rejets canalisés :</u> - Torchère - Affinerie - Chaudière - Système de traitement des biogaz	<u>Rejets canalisés :</u> - Torchère - 2 moteurs <u>Rejets diffus :</u> - Fuite de biogaz non capté pour le projet d'extension	<u>Rejets canalisés :</u> - Torchère - Biofiltre du biocentre <u>Rejets diffus :</u> - Fuite de biogaz non capté en aire de stockage	<u>Sources canalisées :</u> - Torchère - Chaudière - Moteurs et turbines <u>Sources diffuses :</u> - Fuites des couvertures et du réseau de biogaz

	engins de l'installation - micro-organismes	Rejets diffus : - Gaz d'échappement - Fuite de biogaz non capté pour le projet d'extension		- Echappements des poids lourds - Roulage des camions sur les DD	- Travaux d'aménagement - Circulation des camions - Traitement des lixiviats
Rejets vers les eaux de surface et souterraines					
Identification des sources	Fuite des lixiviats bruts vers eaux souterraines et de surface (selon nature du sous-sol et efficacité de la couverture) Fuite des lixiviats traités	- traitement des eaux pluviales, - absence d'activité de pêche dans les eaux de surface - eaux souterraines non destinées à la consommation humaine → rejets aqueux non pris en compte	Compte-tenu : - de l'étanchéité de l'ensemble des activités - de la gestion optimisée des eaux de ruissellement - de l'absence de tout rejet liquide dans un cours d'eau - du traitement des eaux de ruissellement avant rejet au milieu naturel → rejets aqueux non pris en compte	- les eaux de ruissellement sont collectées, contrôlées, avant d'être rejetées dans le milieu naturel - les lixiviats sont collectés, stockés et envoyés pour traitement à l'extérieur du site - pas d'usage actuel ou prévu associé aux eaux souterraines ou de surface - essais de perméabilité de la barrière passive satisfaisants → rejets aqueux non pris en compte	Fuite non contrôlée/infiltration des lixiviats par : - défaut ou altération de la membrane - colmatage du système de drainage La prise en compte des rejets aqueux n'est pas systématique : <u>Source</u> : identique pour chaque ISDND <u>Transfert</u> : dépend de la vulnérabilité du milieu <u>Cible</u> : usages identifiés ou prévus
Nuisances					
Identification des sources	- Bruit - Odeurs - Envols de déchets - Animaux	- Bruit - Odeurs - Gêne visuelle - Animaux Etude de bruit réalisée (Acapella, 2005) = pas d'impact sonore attendu	- Bruit - Odeurs - Envols de déchets - Animaux Étude de bruit réalisée = pas d'impact sonore attendu	- Bruit - Odeurs - Envols de déchets - Animaux Étude de bruit réalisée (Acouphen Environnement 2006) = pas d'impact sonore attendu	- Bruit - Odeurs - Envols de déchets - Animaux Non prise en compte dans l'ERS car toxicité et niveaux dans l'env. non quantifiables

<p>Substances émises considérées</p>	<p>Métaux : As, Cd, Cr, Hg, Pb, Ni, Zn, Cu, Co</p> <p>Composés organiques : 1,2 dichloroéthane, Benzène, Trichloroéthylène, Tétrachloroéthylène, Chlorure de vinyle, H₂S, 1,1,2 trichloroéthane, 1,1 dichloroéthane, PCB, chloroforme, dieldrine, DDT, bromodichlorométhane, chloroéthane, fluor, 1,1,2,2 tétrachloroéthane, p-nitroaniline, 1,1 dichloroéthylène, ethylmethyl-mercaptan, octane, butan-2-ol, diméthyl sulfure, hexachlorobutadiène, phenol</p> <p>Contexte français : HAP (Benzo(a)pyrène, Naphtalène) Dioxines, Toluène, NH₃, Mn, PM10, dichlorométhane, tétrachlorure de carbone, 1,1,1 trichloroéthane</p>	<p><u>Site existant</u> :</p> <p><i>cheminée de l'affinerie</i> : NO₂, SO₂, HF, HCl, PM10, métaux lourds totaux, Pb, Mn</p> <p><i>fumées issues des torchères</i> : PM10, H₂S, Benzène, 1,2 dichloroéthane, Sb, As, étain, Se, Te, Hg, vanadium, Cr, Cd, Co, Mn, Ni, Pb, Zn + SO₂, HCl, HF (non mesurés)</p> <p><u>Projet d'extension</u> :</p> <p><i>Chaudière</i> : 1,2 dichloroéthane, benzène</p> <p><i>Système de traitement des condensats</i> : H₂S, NH₃, Benzène, 1,2 dichloroéthane, toluène, styrène, naphtalène, 1,4 dichlorobenzène, trichlorobenzène, tétrachloroéthylène, Sb, As, Pb, Co, Cu, V, Se, Te, Ti, Cr, Cd, Hg, Ni, Mn, Sn, Zn</p> <p>+ bactérie gramm -, valeurs détectées inférieures à la limite admise (10³ UFC/m³)</p>	<p><u>Site existant</u> :</p> <p><i>Moteurs</i> : NO_x, PM10, SO_x, COV</p> <p><i>Torchère</i> : SO_x, HCl, HF, NO_x</p> <p><u>Projet d'extension</u> : <i>Biocentre</i> : COV, BTEX → mesures de contrôle prévues</p> <p><i>Fuite de biogaz</i> : N, H₂O, CH₄, CO₂, CO, HAP, COV, métaux lourds, composés halogénés ou soufrés</p> <p>Manutention des déchets : PM</p> <p>SO_x, NO_x, HCl, HF, H₂S, COVNM, métaux, PM</p>	<p><u>Sortie de Torchère</u> : PM, CO, HCl, HF, SO₂</p> <p><u>Biocentre</u> : COV</p> <p><u>Biogaz</u> : N, H₂O, CH₄, CO₂, CO, HAP, COV, métaux lourds, composés halogénés ou soufrés</p>	<p>Métaux : As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Hg, Ni, Pb, Zn</p> <p>Composés organiques : 1,1 dichloroéthylène ; 1,1,1 trichloroéthane ; 1,1,2 trichloroéthane ; 1,2 dichloroéthane ; 1,2 dibromoéthane ; 1,2 dichlorobenzène ; 1,3 butadiène ; NH₃, Benzène, Bromodichlorométhane ; chlorobenzène ; chloroforme ; chlorure de vinyle ; dichlorométhane ; dieldrin ; ethylbenzène</p> <p>NO_x</p> <p>Particules diesel</p> <p>HAP : naphtalène, benzo(a)pyrène</p> <p>PCB</p> <p>Autres : formaldéhyde, styrène, H₂S, tétrachloroéthylène, toluène, trichloroéthylène, xylène, dioxines, PM10</p>
<p>Méthode de sélection des substances à l'émission</p>	<p>Liste fondée sur une revue de la littérature internationale</p> <p>= résultats d'études ayant identifié les priorités sanitaires pour les rejets des ISD partant des substances prioritaires de l'ATSDR</p> <ul style="list-style-type: none"> - liste CERCLA de l'ATSDR (2002) - liste de Manca et al. 1997 - liste de Nüsslein et al. 1994 - liste d'Assmuth 1992 - liste de Robinson et al. 2001 	<p>Les données pour l'existant sont issues des résultats de campagnes d'autosurveillance</p> <p>Pour la chaudière (projet) : la puissance étant < 2 MWh → aucune VLE disponible d'où l'utilisation des recommandations de l'ASTEE (VLE disponibles pour les chaudières de puissance comprise entre 2 et 20 MWh auxquelles on applique un pourcentage de présence de 1,2 dichloroéthane et de benzène)</p> <p>Les données pour le système de traitement des condensats de lixiviats sont issues d'une campagne de mesure sur le CSD de Montebourg sur une installation similaire +</p>	<p>Biocentre : données issues du contrôle des rejets atmosphériques d'un biocentre de Véolia Propreté</p> <p>Composition du biogaz (fuite) = source ASTEE, H₂S mesuré sur l'extension</p>	<p>Cette liste comprend :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Les substances mesurées en sortie de torchère lors des mesures de surveillance - les substances données dans la revue bibliographique 	<p>Liste établie sur la base des substances sélectionnées par l'InVS et confrontation avec les résultats d'études françaises et étrangères :</p> <ul style="list-style-type: none"> - suppression des références sur les déchets dangereux (Nüsslein 1994) (DDT, fluor, p-nitroaniline) - ajout des PM10 et quelques COV (en italiques dans la liste) - suppression des substances sans VTR (chloroéthane, butane, octane, éthyle-, méthyle-mercaptan, 1,1,2,2 tétrachloroéthane, diméthylsulfure, 1,1 dichloroéthane, hexachlorobutadiène)

		campagnes d'analyse d'aérobioccontamination sur le CSD de Lons le Saunier			
Remarques sur la sélection des substances				Pas d'information précise sur la méthode de sélection des substances à ce niveau	<p>- l'ASTEE recommande l'utilisation des données mesurées sur site par l'exploitant en cas d'extension d'une installation existante</p> <p>- les substances considérées à l'émission sont définies pour les torchères, les substances émises à la sortie des chaudières, moteurs et émissions diffuses sont supposées être identiques</p> <p>- Certaines substances non sélectionnées par l'InVS n'ont pas été retenues par l'ASTEE malgré leur obligation de suivi par l'arrêté ministériel du 09-09-97 et de leurs effets sanitaires connus : HCl ; HF, SO₂, CO</p>
Flux émis (g/s) des polluants d'intérêt sanitaire		<p>Données maximales en 2025</p> <p>Biogaz produit = 6709 Nm³/h</p> <p>80 % du biogaz capté :</p> <p>flux calculés à partir des données d'émission : [C] moyenne à l'émission * débits annuels</p> <p>Concentrations moyennes à l'émission issues de résultats d'analyse en autosurveillance du biogaz capté sur le site et de la littérature + utilisation des équations recommandées par l'ASTEE</p>	<p>Données maximales en 2022</p> <p>Biogaz produit = 1800 Nm³/h</p>	<p>Production maximale de biogaz en 2040 = 1400 Nm³/h</p> <p>- Les flux de la torchère sont calculés à partir des données « réelles » d'émission, de même pour le biogaz</p> <p>- Le flux d'émission du biocentre est calculé à partir de la limite réglementaire</p> <p>- Les flux émis par les poids lourds sont calculés à partir des équations données par l'ASTEE, le roulage des camions sur les DD à partir des équations de l'US EPA</p>	<p>Utilisation des VLE ou des données exploitant</p> <p>Arrêtés du 11-08-99 (moteurs et turbines) du 20-06-02 (chaudières) et circulaire du 10-12-03 limitant les rejets atmosphériques</p> <p>80 % du biogaz est considéré comme capté</p> <p>20 % non capté</p>
Traceurs de risque					
<i>Rejets atmosphériques</i>	As, Cd, CrVI, Hg, Pb, Mn, Ni, Zn, Cu, 1,2 dichloroéthane, Benzène, Toluène, Naphtalène, 1,1	1,2 dichloroéthane, Benzène, H ₂ S, Nox, NH ₃ , PM, As, Mn, Cd, Ni	H ₂ S, Benzène, 1,2 dichloroéthane, NO _x , SO ₂ , HF, HCl, PM ₁₀ (biogaz, moteurs, torchère)	<p>→ Torchère : H₂S, 1,2 dichloroéthane, Benzène, PM₁₀</p> <p>→ Biocentre : Benzène</p>	<p><u>Biogaz</u> : H₂S, Benzène, 1,2 dichloroéthane</p> <p><u>Circulation</u> : NO_x, HAP, particules</p>

	dichloroéthane, Trichloroéthylène, Tétrachloroéthylène, Chlorure de vinyle, NH ₃ , H ₂ S,			→ Stockage biogaz : H ₂ S, 1,2 dichloroéthane, Benzène → Roulage des camions sur les DD : Ni, Cd, Cr, Pb, As, Zn, Mn, dioxines et particules	diesel
<i>Rejets hydriques non contrôlés</i>	1,1,1 trichloroéthane, dichlorométhane, Benzo(a)pyrène, Dioxines	-	-	-	As, Cd, Ni, Benzène, 1,2 trichloroéthane, Trichloroéthylène, Tétrachloroéthylène, Benzo(a)pyrène
Critères de choix des traceurs de risque		Sélection des substances pour lesquelles : - le ratio flux/VTR > 10 ⁻⁴ Sont discutées : - les substances cancérigènes dont le flux à -4 l'émission est <10 et/ou qui sont bioaccumulables - les substances pour lesquelles un ratio n'a pu être calculé - les substances sélectionnées par l'ASTEE	- Connaissance de la toxicité de la substance et de l'existence d'une VTR - Connaissance du flux à l'émission L'ensemble des substances d'intérêt sanitaires inventoriées dans les sources sont conservées = ASTEE + substances mesurées sur site	Méthode proposée par la circulaire DGS n°273 du 25 février 2005. Choix en fonction : - du ratio flux/VTR - métaux s'accumulant dans l'environnement - substances cancérigènes non sélectionnées, et/ou pour lesquelles un ratio n'a pu être calculé sont discutées - les substances sélectionnées par l'ASTEE sont discutées	Substances sélectionnées par l'InVS + - quantification possible - potentiel d'exposition de la pop° - potentiel bio-accumulateur - données bibliographiques françaises disponibles - couverture de l'ensemble du risque - concentration non négligeable - mobile dans l'eau - résistant aux T° des torchères
Critères de choix des VTR	- Transparence des études : mode de calcul et hypothèses explicités - Voies d'exposition et dangers spécifiques - Adéquation de la durée de l'étude - Valeur la plus récente et étude chez l'homme - Valeur la plus protectrice pour la santé (à critère 1,2,3 équivalents)	- Transparence des études sources - MAJ récente - Adéquation de la voie et durée d'exposition - Notoriété de la source - Données humaines - Valeurs la plus protectrice pour la santé humaine	- Adéquation de la voie et durées d'exposition avec les conditions de l'étude - Notoriété de l'organisme producteur (US EPA, ATSDR, OMS) - Valeur la plus protectrice pour la santé	Démarche simplifiée de sélection des VTR (INERIS 2006) - Adéquation de la voie et durées d'exposition avec les conditions de l'étude - Recherche des VTR pertinentes dans les 3 bases OMS, US EPA et ATSDR - Choix de la valeur la plus pénalisante - Recherche élargie dans les 3 bases RIVM, OEHHA et Santé Canada	- Source des données, mode de calcul et hypothèses explicités par les auteurs - Voie et durée d'exposition, dangers spécifiques - Valeur issue d'études chez l'homme et la plus récente - Valeur la plus protectrice pour la santé humaine

VTR							
Effet à seuil	Respiratoire (mg/m ³)	Orale (mg/kg/j)	Respiratoire (µg/m ³)	Orale (mg/kg/j)	Respiratoire (µg/m ³)	Respiratoire (µg/m ³)	Orale (mg/kg/j)
H ₂ S			2		2	2	
1,2 dichloroéthane	2,5		400		3.10 ³	400	
Benzène			30		30	30	
Toluène	0,4	2.10 ⁻²					
HF					1		
HCl					20		
NOx			40		40		
SO ₂					50		
NH ₃			70,7				
Cd	5.10 ⁻⁶	2.10 ⁻⁴	5.10 ⁻³	2.10 ⁻⁴		5.10 ⁻³	2.10 ⁻⁴
Cr VI	1.10 ⁻⁴	3.10 ⁻³				0,1	3.10 ⁻³
Cr III						60	1,5
Ni	2.10 ⁻⁴	2.10 ⁻²	2.10 ⁻²	5.10 ⁻³		9.10 ⁻²	5.10 ⁻³
Pb	5.10 ⁻⁴	3,5.10 ⁻⁴				0,5	3,5.10 ⁻³
Zn		0,3					0,3
As		3.10 ⁻⁴	0,03	3.10 ⁻⁴		0,03	3.10 ⁻⁴
Mn	4.10 ⁻⁵	4,7.10 ⁻²	4.10 ⁻⁸	6.10 ⁻²	4.10 ⁻⁸	4.10 ⁻⁸	6.10 ⁻²

Hg	2.10 ⁻⁴	5.10 ⁻³						
Dioxines							2 pg ITEQ/kg/j adulte	
Cu	1.10 ⁻³	0,14						
PM10					20	20		
PM2, 5			15					
Effets sans seuil			Inhalation (µg/m ³) ⁻¹	Ingestion (mg/kg/j) ¹	Inhalation (µg/m ³) ⁻¹	Inhalation (µg/m ³) ⁻¹	Ingestion (mg/kg/j) ⁻¹	
1,2 dichloroéthane			2,6.10 ⁻⁵		2,6.10 ⁻⁵	2,6.10 ⁻⁵		
Benzène			6.10 ⁻⁶		6.10 ⁻⁶	6.10 ⁻⁶		
Cd			1,8.10 ⁻³			1,8.10 ⁻³		
Cr VI						4.10 ⁻²	0,42	
Ni			2,4.10 ⁻⁴			2,4.10 ⁻⁴		
As			4,3.10 ⁻³	1,5		4,3.10 ⁻³	1,5	
Type d'exposition	Exposition chronique et aiguë (?)	Exposition chronique			Exposition chronique	Exposition chronique		Exposition chronique uniquement
Voies d'exposition	Inhalation directe ou indirecte (aérosol dans la salle de bain) Ingestion indirecte via l'eau et l'alimentation	Inhalation Ingestion directe de poussières du sol et ingestion indirecte via l'alimentation (végétaux)			Inhalation	Inhalation Ingestion directe de poussières du sol et ingestion indirecte via l'alimentation		Inhalation et ingestion (eau uniquement)
Population exposée	Riverains habitant à proximité de l'ISDND. Les travailleurs ne sont pas pris en compte	Riverains habitant à proximité de l'ISDND			Ne sont considérés que les habitants des communes à proximité de l'ISDND. Les professionnels ne sont pas considérés dans l'ERS.	Habitants de la commune la plus proche et la plus exposée et travailleurs d'une carrière située à proximité de l'ISDND		Ne sont considérés que les habitants des communes à proximité de l'ISDND. Les professionnels ne sont pas intégrés.

					Nécessité d'indiquer : le nb d'habitants, leurs caractéristiques, la localisation des groupes sensibles
Scénarios d'exposition	<p>Riverains exposés 24h/24 et 365j/an pendant 70 ans avant différenciation des expositions entre la période d'exploitation et de post-exploitation</p> <p>Construction de 2 scénarios génériques considérant 2 types d'ISDND (B et C3), les habitations sont situées entre 100 m et 500 m du site</p> <p>Données sur les habitudes alimentaires :</p> <p>→ Baudeau et al, 2003</p> <p>→ étude INCA, 2000</p> <p>→ données INSEE (Bertrand 1993)</p> <p>→ Caltox (US EPA 2002)</p>	<p>INHALATION :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Riverains exposés 24h/24 et 300 j/an - Définition de 4 zones afin de déterminer les couples polluant-zone la plus exposée <p>INGESTION :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Fréquence d'exposition est de 1 (365 j/an) - Les riverains considérés sont ceux résidant dans la zone la plus exposée pour la voie ingestion - 2 « cibles » : l'enfant de 6 ans (20 kg) et l'adulte pesant 70 kg <p>Données CIBLEX (Ademe)</p> <p>Quantité de sol ingéré (US EPA, 1997)</p> <p>Part de la production locale dans l'alimentation (INSEE 1991)</p>	Riverains résidant dans la zone la plus exposée : exposition 24h/24 et 365 j/an	<p>Riverains résidant dans la zone la plus exposée à proximité du site</p> <p>INHALATION : exposition 24h/24 et 365 j/an</p> <p>INGESTION : 3 « cibles » exposées 365 j/an via l'ingestion directe de sol et consommation de végétaux auto-produits du potager :</p> <ul style="list-style-type: none"> - nourrisson de 6 mois - enfant pesant 17 kg - adulte pesant 62,6 kg <p>Données CIBLEX (Ademe)</p> <p>Quantité de sol ingéré (US EPA, 1997)</p> <p>Part de la production locale dans l'alimentation (INSEE 1991)</p>	<p>Exemple de scénarios type :</p> <ul style="list-style-type: none"> - adulte et enfant habitant et travaillant dans la zone d'étude - adulte présent dans la zone d'étude pour son travail - adulte habitant mais ne travaillant pas dans la zone - Temps d'exposition 100 % (24h/24 et 365j/an) et pénétration des polluants dans l'habitat 100 % - Données comportementales issues de l'INSEE (usages connus de l'environnement) - Données de consommation d'eau issues des bases de données INCA (AFSSA), CIBLEX (ADEME) ou de l'US EPA - Recherche d'information concernant les puits privés
Durées d'exposition prises pour le calcul des doses d'exposition	Durée d'exposition 70 ans (30 ans d'exploitation et 40 ans de post-exploitation)	Durée d'exposition 30 ans (10 ans d'exploitation et 20 de post-exploitation)	Durée d'exposition 50 ans (20 ans d'exploitation + 30 ans de post-exploitation)	Durée d'exposition 64 ans (34 ans d'exploitation + 30 ans de post-exploitation)	Exposition pour la durée d'exploitation et post exploitation de l'ISDND
Analyse du bruit de fond			Valeurs issues de la littérature (INERIS, OMS, ATSDR, base de données de la qualité de l'air au niveau local)		<p>BdF caractérisé par les résultats de mesures de [C] des substances traceurs du risque dans les différents compartiments d'exposition.</p> <p><u>Air</u> : Réseaux de Surveillance de la Qualité de l'Air</p> <p><u>Eau</u> : agences de l'eau, contrôle de la qualité des eaux alimentaires et de loisirs par la DDASS, DIREN</p>

<p>Méthode d'estimation des concentrations dans l'environnement</p>	<p><u>Air</u> : modélisation de la dispersion atmosphérique et des dépôts.</p> <ul style="list-style-type: none"> - Utilisation des données de surveillance météorologiques effectuée par les industriels - Modèle SCREEN 3 <p><u>Eaux</u> : modélisation de la dilution des polluants issus des lixiviats bruts dans les eaux souterraines,</p> <ul style="list-style-type: none"> - Modèle MISP - Données de surveillance de [C] en polluant dans le lixiviat brut - Données de surveillance des piézomètres situés en amont/aval du site <p><u>Alimentation</u> : modélisation de la contamination des végétaux et animaux via l'air et l'eau. Utilisation des équations de Bonnard, 2001 ; McKone, 1997 ; Veerkamp, 1994</p> <p>Aérosol (salle de bain) : équation de McKone, 1987</p>	<p><u>Air</u> : modélisation de la dispersion atmosphérique et des dépôts sec/humide à partir des données d'émission (concentration, débits) disponible sur le site → Modèle gaussien ADMS 3.2</p> <p><u>Sol</u> : modélisation des dépôts sec et humide par modélisation. - Distinction entre le sol non labouré = 1er cm de terre (ingestion sol) et le sol labouré = 20 1er cm de terre (végétaux)</p> <ul style="list-style-type: none"> - Accumulation des dépôts sans perte par lixiviation, dégradation ou érosion <p><u>Végétaux</u> : méthodologie de l'US EPA. Prise en compte du dépôt direct des particules et du transfert sol-racine.</p>	<p><u>Air</u> : modélisation</p> <ul style="list-style-type: none"> - Modèle gaussien ADMS 3.3 - Données Météo-France d'Amiens-Glisy 	<p><u>Air</u> : modélisation de la dispersion et dépôt sec et humide</p> <ul style="list-style-type: none"> - Modèle gaussien ADMS 3.2 - Utilisation des données Météo-France <p><u>Sol</u> : modélisation des dépôts sec et humide par modélisation. Distinction entre le sol non labouré = 1er cm de terre (ingestion sol) et le sol labouré = 20 1er cm de terre (végétaux)</p> <p><u>Végétaux</u> : méthode HHRAP de l'US EPA. Prise en compte du dépôt direct des particules et du transfert sol-racine.</p> <p><u>Lait maternel</u> : concentration en dioxine estimée par méthode HHRAP</p>	<p><u>Air</u> : modèle de dispersion (guide INERIS)</p> <p><u>Eau</u> : modélisation des transferts de polluants vers les eaux souterraines et de surface (guide BRGM)</p>
<p>Surveillance</p>		<p>Réalisation d'une surveillance :</p> <ul style="list-style-type: none"> - analyses en autosurveillance du biogaz capté sur le site existant - contrôles annuels réalisés par l'Apave des fumées issues de l'affinerie - analyse de l'eau recevant les eaux pluviales du site une fois par an <p>Pas de surveillance des émissions diffuses notamment liées aux camions et de la zone de compostage de déchets verts</p>	<p>Contrôles annuels :</p> <ul style="list-style-type: none"> - sortie de cheminée des moteurs - sortie de cheminée de torchère <p>Analyse du biogaz</p> <p>Contrôle de la qualité de la nappe souterraine réalisée 2 fois / an</p>		

Niveaux de risque calculés					
Somme QD par inhalation (aiguë)		Non concerné	Non concerné	Non concerné	
Sommes QD par inhalation (chroniques)		0,1	0,1	0,9	
Substances		1,2 dichloroéthane, Benzène, NH3, H2S, NO2, PM2,5, As, Mn, Cd, Ni	1,2 dichloroéthane, Benzène, H2S, NOx, SOx, PM10, HF, HCl	1,2 dichloroéthane, Benzène, H2S, As, Mn, Pb, Cd, Ni, CrVI, CrIII	
Somme QD par ingestion		0,03	Non concerné	0,18	
Substances		As, Mn, Cd, Ni		Cd, Cr VI, Ni, Pb, Zn, as, Mn, dioxines/furanes	
Somme ERI inhalation		10^{-8}	3.10^{-8}	$6,4.10^{-6}$	
Substance ayant le plus fort impact		1,2 dichloroéthane, Benzène, As, Cd, Ni	1,2 dichloroéthane, Benzène	1,2 dichloroéthane, Benzène, As, Cd, Ni, CrVI	
ERI ingestion		$9,1.10^{-7}$	Non concerné	$8,9.10^{-7}$	
Substance ayant le plus fort impact		As		Cr VI, As	

ANNEXE 5 : COMPARAISON DES ETUDES RELATIVES AUX INSTALLATIONS DE METHANISATION

	Etude bibliographique et mesures réalisées par l'Ineris (2008)	Ineris Site 11	Ineris site 12	Site 13
Contexte	Réalisation d'études dans le cadre de la modification de la réglementation ICPE	Approche multi-filière dont méthanisation. L'étude se situe dans un cadre prospectif : impact sanitaire de la future installation et impact actuel des contaminations	ERS de l'étude d'impact dans le dossier de demande d'autorisation d'exploiter. Centre couplant tri mécano-biologique et méthanisation/compostage de la FFOM	ERS de l'étude d'impact dans les dossiers de demande d'autorisation d'exploiter. Centre de tri mécano-biologique + méthanisation + stockage des DU
Nature des matières premières	Lisier bovin, porcin, refus de céréales, herbes, déchet de l'IAA, boues agroalimentaires	4 groupes d'installations : - unité de pré-tri des déchets - unité de stabilisation avant enfouissement - unité de valorisation biologique (soit méthanisation, soit compostage) - unité de valorisation énergétique (incinération)	OM résiduelles (OMR) + refus de tri de la collecte sélective + déchets végétaux des déchèteries	
Sources potentielles de dangers retenues pour l'ERS				
Rejets atmosphériques	- Rejet non contrôlé de biogaz - Rejet de gaz polluants par les moteurs et/ou chaudières - Effluents diffus émis par les digestats	Incinération : rejets canalisés des cheminées Unité de désodorisation : rejets canalisés des biofiltres Torchère : rejets canalisés	- Rejets issus de la valorisation du biogaz : moteurs de cogénération, torchères (en cas d'excès de biogaz) et chaudière - Rejets issus du traitement de l'air des ateliers susceptibles de créer des nuisances olfactives : biofiltre	- sources canalisées : Digesteur et chaudière fonctionnant au biogaz, groupes de cogénération, torchères de sécurité, biofiltre Ce sont les sources spécifiques à la méthanisation - sources diffuses : circulation des camions

		Chaudière : rejets canalisés	- Emissions dues à la circulation des camions non prises en compte car faibles	(émissions des alvéoles de stockage , travaux d'aménagement des alvéoles...)
<i>Rejets aqueux</i>	- Eaux de ruissellement et lixiviation des digestats. Ce type de rejet n'est pas pris en compte or les effluents ont tendance à être plus concentrés que pour les traitements en aérobie	Eaux pluviales de toiture et voieries, évacuées vers le fossé après traitement Eaux sanitaires, évacuées vers le réseau d'assainissement de la ville Eaux de process, entièrement recyclées et non rejetées dans l'environnement local	- Rejets issus des eaux pluviales et eaux usées. Toutes les eaux de process (lixiviats) sont réutilisées et les eaux pluviales de voieries sont stockées et traitées par un déboureur/déshuileur avant rejet dans le milieu naturel Pas d'usage sensible de l'eau de surface	Traitement sur site par une station d'épuration destinée à traiter les lixiviats (stockage) et les eaux de process (méthanisation) + étanchéité totale du sol Les rejets aqueux ne sont pas retenus dans l'évaluation
<i>Nuisances</i>	- Nuisances olfactives attendues mais non constatées		Prise en compte qualitative dans l'étude d'impact Bruit : Sources de bruit : pont roulant, local de tri, moteurs de cogénération, torchères, etc + quelques sources mobiles (camions, tracto-chargeurs, etc.).	Bruit : les sources de bruit sont liées aux engins et équipement d'exploitation du site (compacteur, poids lourds...), aux groupes de cogénération et les systèmes de traitement de l'air (méthanisation) Compte tenu des actions prévues pour limiter les nuisances sonores, l'impact sanitaire n'est pas quantifié Odeur : les sources de nuisances olfactives sont liées au stockage des déchets et produits bruts (digestats) à l'intérieur du centre de valorisation => bâtiments clos maintenus en légère dépression, traitement de l'air vicié (tour de lavage puis biofiltre)
<i>Risque microbiologique</i>	- Emission de micro-organismes à partir du digestat		Emissions de poussières et de bioaérosols générées par la manipulation des déchets. Mesures pour limiter les émissions : bâtiments clos, mise en dépression des bâtiments, captation des poussières, air capté traité par biofiltre et lavage à l'eau acidifiée... Utilisation de la recommandation du guide	Risque microbiologique uniquement regardé pour le stockage (bactérie gram-, actinomycètes, flore fongique). Le risque lié spécifiquement à la méthanisation n'est pas considéré.

				ASTEE sur le compostage : non prise en compte du risque microbiologique	
Substances émises considérées	Bibliographie	Campagnes de mesures			
	<p><i>Biogaz</i> : CH₄, CO₂, H₂O, H₂S, N₂, CO, NH₃, O₂, COV, H₂</p> <p><i>Moteurs/Chaudières</i> : CH₄, CO₂, CO, NOx, H₂S, SO₂, COV</p>	<p><i>Biogaz</i> : CH₄, CO₂, H₂O, H₂S, NH₃, O₂, COV, HAP, HCl, HF, métaux</p> <p><i>Moteurs/Chaudières</i> : CH₄, CO₂, O₂, CO, NOx, H₂S, SO₂, NH₃, HCl, HF, COV, HAP, métaux, dioxines/furanes</p>	<p><i>Incinération</i> : CO₂, CO, NOx, SO₂, HF, HCl, NH₃, PM, As, Cd, Cr, Mn, Hg, Ni, Pb (Sb, Ba, Co, Cu, Sn, Se, Ag, Ta, Zn, V), COV, PCDD/F, HAP</p> <p><i>Désodorisation</i> : H₂S, NH₃, aldéhydes/cétones</p> <p><i>Torchère</i> : CO₂, CO, NOx, SO₂, HF, HCl, H₂S, PM, COV, métaux, PCDD/F</p> <p><i>Chaudière</i> : PM₁₀, PM_{2,5}, NOx, SO₂, CO, COV</p>	<p><i>Polluants généraux</i> : NO₂, SO₂, CO, PM, COVNM (tétrachloroéthylène, chlorométhane, benzène, toluène)</p> <p><i>Polluants spécifiques à l'activité du site</i> : NH₃, H₂S, méthylmercaptan, acétaldéhyde, acétone et acide gras</p>	<p><i>Polluants spécifiques de la méthanisation chaudières, groupes de cogénération, torchère</i> : benzène, tétrachloroéthylène, toluène, tétrachlorure de carbone, SO₂, NOx, CO, PM, COV, dioxines</p> <p><i>biofiltre</i> : H₂S, mercaptans, NH₃, formaldéhyde</p> <p><i>Polluants liés au stockage</i> : 1,2 dichloroéthane, acétone, benzo(a)pyrène, chlorure de vinyle, ethylbenzène, naphthalène, sulfure d'hydrogène</p>
Méthode de sélection des substances à l'émission	Données issues de la littérature à propos du biogaz et à la sortie des moteurs et chaudières		Etude bibliographique : US-EPA, Ineris, ASTEE, Hours, NRC + retour d'expérience de NOVERGIE		Les données et valeurs d'émission sont fournies par Valorga sur la base de valeur observées sur des sites similaires
Remarques sur la sélection des substances	<p>Ces substances concernent uniquement les rejets gazeux, les rejets aqueux ne sont donc pas suivis. Indicateurs à suivre pour les effluents aqueux : COT, azote total, phosphore total, chlore.</p> <p>De plus les poussières PM₁₀ n'ont pas été incluses dans les substances à suivre, or il existe un risque d'envol des poussières du digestat.</p>		L'inventaire quantitatif est réalisé à partir des valeurs limites réglementaires à l'émission fournies par les arrêtés ministériels, la littérature ou garanties par le constructeur ; les débits connus des lignes ; le nombre d'heure de fonctionnement annuel de la ligne		

Flux d'émission des polluants d'intérêt sanitaire			Groupes de cogénération	biofiltre	torchère	chaudière		Groupes de cogénération	chaudière	torchère	biofiltre
CO	Biogaz : généralement inférieur à 28 mg/m ³ A la sortie des moteurs : jusqu'à 1190 mg/m ³ (quand mauvais réglage du moteur débit de O ₂ trop juste), sinon env. 500 mg/m ³		60,5 T/an		0,07	0,01		85 440 kg/an	844	1080	
NOx	Jusqu'à 12015mg/m ³ (quand mauvais réglage du moteur débit de O ₂ trop juste), sinon inférieur à 250 mg/m ³ (moteurs)		26,5		0,12	0,01		37380	759	4680	
COV	Biogaz : inférieur à 10 mg/m ³ Moteurs : Entre 0,4 et 1,5 mg/m ³ (dépend fortement de la méthode de valorisation du biogaz : moteurs< chaudière< torchère)		2,5		0,02	0,00					
H ₂ S	Biogaz : environ 2000 mg/m ³ et jusqu'à 8000 mg/m ³ (lisier de porcs)			0,47							105
SO ₂	Biogaz : entre 3 et 15 g/m ³ Moteurs : entre 0,4 et 2 g/m ³		10,09		0,1	0,01		35600	169	3600	
NH ₃				4,74							5256

Méthylmercaptan			0,09						105
Acétaldéhyde			0,95						
Acétone			0,95						
Acides gras			0,95						
Tétrachloroéthylène			1,01	0,01	0,00	1424	67,6	432	1424
Chlorométhane			1,01	0,01	0,00				
Benzène			0,1	0,00	0,00	142,4	6,76	43,2	
Toluène			0,4	0,01	0	569,6	27,04	172,8	
Formaldéhyde									105
Tétrachlorure de carbone						1424	67,6	432	
Poussières			7,57	0,07	0,00	10680	169	1080	
Origine des résultats	Données issues de la littérature, de mesures sur site et d'estimations par calcul		= flux en T/an issus des concentrations réglementaires			Données Valorga			
Remarques	Pas de résultats concernant les métaux, HCl et HF					Les valeurs des substances émises liées au centre de stockage (fuite de couverture) ne sont pas données dans le tableau car on ne traite que la partie méthanisation ici			
Traceurs de risque		PM10, SO2, NOx, HCl, HF, benzène, formaldéhyde, Cd, Hg, Sb, As, CrVI, Co,	Exposition chronique : Effet à seuil : tétrachloroéthylène,			Tous les polluants considérés à l'émission sauf les dioxines et le CO			

		Mn, Ni, Pb, PCDD/F	chlorométhane, toluène, benzène, PM2,5, NH3, H2S, acétaldéhyde, acétone <u>Effet sans seuil</u> : tétrachloroéthylène, benzène, acétaldéhyde Exposition aigue : même liste + NOx + SO2 + CO (moins PM et acétaldéhyde)	Benzène, tétrachlorure de carbone, tétrachloroéthylène, toluène, H2S, SO2, NOx, PM, mercaptans, NH3, formaldéhyde (HCHO) Rq : les COV NM ne sont pas les mêmes que pour l'autre étude
Critère de sélection		Hiérarchisation des polluants par calcul des ratios rapprochant flux émis et VTR (aiguë et chronique)		Le choix des composés traceurs de risque est réalisé sur la base de la connaissance de leurs effets toxiques sur la santé en exposition chronique (par inhalation) et pour l'importance de leurs émissions sur le futur site. En référence au guide ASTEE sur le stockage, le 1,2 dichloroéthane est ajouté à la liste Il s'agit d'hypothèses maximisantes car certains de ces composés sont beaucoup moins présents dans le biogaz actuel
Critère de sélection des VTR			Circulaire DGS	Circulaire DGS
Remarque			Pas de VTR pour l'exposition chronique via l'inhalation pour CO, NO2, SO2 et méthylmercaptan d'après l'étude ???? Des VTR sont disponibles pour SO2 et NOx utilisées dans les ERSEI de l'ineris (UIOM)	
Type d'exposition	Chronique même si l'exposition aiguë des travailleurs doit être étudiée (H2S, CO)	Exposition chronique et aiguë par inhalation	Exposition chronique et aigue	Exposition chronique
Voies d'exposition	Inhalation	Exposition via l'inhalation (air ambiant)	Inhalation uniquement	Inhalation directe des gaz de combustion issus de

		Exposition via l'ingestion de poussières du sol, via la chaîne alimentaire et d'eau contaminée par les retombées (sols superficiels, fruits, légumes, céréales, viande, lait, oeufs, lait maternel)		la chaudière et de la cogénération du biogaz
Scénarios d'exposition			- scénario « école » : élèves + adultes encadrants - scénario « habitations » = adultes + enfants	Exposition 24h/24 7j/7 et l'habitation présentant la concentration la plus élevée par modélisation servira de référence pour l'ensemble de l'air d'étude. Hypothèse très majorante !
Mesures sur site	Campagne de mesures sur 3 sites en France	Mesures des concentrations atmosphériques dans l'air ambiant du site : rapport VERITAS et ATMO (2003 et 2005)		
Modélisation			Modèle ADMS 4 : modélisation de la dispersion atmosphérique	ARIA impact 1.4
Etude d'impact sonore	Pas d'étude de l'impact sonore		Étude de bruit BURGEAP Campagne de mesures dans l'environnement du site Les mesures prévues permettent de justifier les risques liés au bruit : pas de dépassement prévu.	Pas d'étude
Etude d'impact olfactif	Pas d'étude réalisée, mais lors des campagnes de mesures aucune gêne olfactive n'a été détectée		Étude BURGEAP sur les odeurs : prise en compte des débits d'odeurs et de la dispersion atmosphérique. La conception de l'installation permet de limiter l'exposition de la population aux nuisances olfactives. En fonctionnement normal et dégradé les résultats indiquent que les concentrations	Campagne de mesures olfactives réalisée par un jury de nez Résultat : des odeurs pouvant être ressenties comme des nuisances olfactives par les riverains sont déjà présentes dans l'environnement du futur site

			d'odeurs ne devraient pas dépasser 5 uoE/m3 (valeur réglementaire)	
Bruit de fond	Pas de mesure du bruit de fond	Etude réalisée par l'Apave afin de caractériser l'état initial (2006)	non	Intégration du bruit de fond dans l'ERS. Données provenant de la station météo la plus proche (NOx, SO2 et PM10) Pour les autres polluants ce sont des valeurs issues de la littérature qui sont utilisées
Risque chronique				
Somme QD			0,1	0,39
Substances			PM2,5, H2S	PM2,5, NOx, H2S, SO2
Somme ERI			4,7.10 ⁻⁷ (adulte) 9,3.10 ⁻⁸ (enfant)	6,53.10 ⁻⁶
Substances			tétrachloroéthylène	Tétrachlorure de carbone, tétrachloroéthylène
Risques aigus				Non étudié
Max QD			0,94	
Substances			SO2	
			QD = 0,0013 si ajustement du temps d'intégration. L VTR a été construite avec un temps d'intégration entre 1 et 14 jours, or le calcul pour les effet aigus est réalisé avec une durée d'intégration de 1h => nouveau calcul avec temps d'intégration égale à 24h	

Remarque sur l'étude		<p>Les émissions prises en compte sont liées à l'incinération, à la valorisation du biogaz et au traitement de désodorisation.</p> <p>Cependant, dans les calculs de l'ERS seules les émissions liées à l'incinération ont été retenues</p>		<p>L'étude ne prend pas en compte la méthanisation et considère finalement le stockage de déchets dont le biogaz n'a pas été récupéré</p>
----------------------	--	---	--	---