



BIO-TOX

Toxicologie, Ecotoxicologie,
Sécurité Produits et Environnement
www.bio-tox.fr

Dr Marine Saint-Denis

Talence, le 28 octobre 2009

A l'attention de M. D. Fournet
SYCTOM Paris
57 Bd Sébastopol
75001 PARIS

Ref : 2009-SYC-39925 Etude1-V3

**Synthèse des connaissances sur les impacts environnementaux et les risques
sanitaires de l'incinération, de la méthanisation, et des centres de stockage**

Selon :

N/Ref : Proposition commerciale n°09-SYC-220409 du 22 avril 2009

V/Ref : Bon de commande DT 090192 du 22/05/09

INDICE	1	2
DATE	15/10/09	23/10/09
EMISSION	Dr Marine Saint-Denis	Dr Marine Saint-Denis
VERIFICATION	Dr Daniel Ribera	SYCTOM

Lexique

1234678HpCDF : 1, 2, 3, 4, 6, 7, 8 heptadichlorodibenzofurane
ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie
Aérosol : Désigne tout ensemble de particules solides ou liquides en suspension dans un milieu gazeux.
AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments
AFSSET : Agence Française de Sécurité Sanitaire de l'Environnement et du Travail
AGV : acides gras volatiles
ASTEE : Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement
B(a)P : benzo(a)pyrène
Bioaérosol : ensemble des micro-organismes et des vecteurs particulières dans l'air
BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières
CIRC : Centre International de Recherche sur le Cancer
CO : monoxyde de carbone
COV : composés organiques volatiles
CSHPF : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
DCO : Demande Chimique en Oxygène
DGAL : Direction Générale de l'Alimentation
DV : Déchets Verts
Effets à seuil : les effets sanitaires associés n'apparaissent qu'au-delà d'une certaine dose d'exposition. L'intensité des effets croît alors avec l'augmentation de la dose. Les substances responsables de ces effets sont le plus souvent des toxiques systémiques (atteinte d'un organe ou d'un système d'organes)
Effets sans seuil : Les effets sanitaires associés sont susceptibles d'apparaître quelle que soit la dose d'exposition. La probabilité de survenue de ces effets croît avec la dose et la durée d'exposition. Les substances cancérigènes mutagènes ou génotoxiques sont des toxiques sans seuil.
Eh : Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) est une mesure de l'état d'oxydation ou de réduction d'un milieu.
ERS : Evaluation des risques sanitaires
FFOM : Fraction Fermentescible des Ordures Ménagères
Génotoxicité : Propriété de certains toxiques de produire des mutations affectant le patrimoine génétique des organismes exposés
HPAH : hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés
ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques
INVS : Institut de Veille Sanitaire
ISDMA : Installations de Stockage de Déchets Ménagers et Assimilés
ISDND : installations de stockage des déchets non dangereux
NO3- : nitrates
NOx : oxydes d'azote
NRC : National Research Council (l'Académie des Sciences aux USA)
OM grises : Ordures Ménagères résiduelles (contenues dans le bas gris)
OMS : Organisation mondiale de la Santé (WHO : world health organization)
OTAN (ou NATO) : Organisation du Traité Atlantique Nord
PBDE : diphényléthers polybromés
PBDE : polybromodiphényléther
PC ou p.c. : poids corporel
PCB : polychlorobiphényles
PCB-DL : PCB « dioxine like »
PCDD : polychlorodibenzodioxines (ou dioxines)

PCDD/PCDFs : dioxines et furanes
PCDF : polychlorodibenzofuranes (ou furanes)
PEHD : PolyEthylène Haute Densité
PFA : composés alkylés perfluorés
pH : Potentiel d'Hydrogène. Indice permettant de mesurer l'activité de l'ion hydrogène dans une solution.
PM : particulate matter
PM10 : particules en suspension dans l'air, d'un diamètre aérodynamique (ou diamètre aéraulique) inférieur à 10 micromètres
PM2.5 : particules en suspension dans l'air, d'un diamètre aérodynamique (ou diamètre aéraulique) inférieur à 2.5 micromètres (ou particules fines)
POP : polluants organiques persistant
PPS : produits phytosanitaires
RECORD : Association de Recherche Coopérative sur les Déchets et l'Environnement
RSD : Réseau Santé Déchets
SFSP : Société Française de Santé Publique
SOx : oxydes de soufre
TCDD : 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine (ou dioxine de Sevezo)
TEF ou I-TEF : International Toxic Equivalent Factor
TEQ ou I-TEQ : International Toxic Equivalent Quantity
UFC : Unité Formant Colonie
UIOM : usines d'incinération d'ordures ménagères
US EPA : United States Environmental Protection Agency
VLEP : valeurs limites d'exposition pour l'environnement de travail
VME : valeurs moyennes d'exposition
VTR : Valeurs Toxicologiques de Référence

Sommaire

1 -	OBJECTIFS.....	6
2 -	NOTE DE L'AUTEUR.....	6
3 -	METHODOLOGIE.....	6
3.1 -	Phase 1 - Collecte des données disponibles sur les sites institutionnels :	6
3.2 -	Phase 2 : Recherche de données strictement scientifiques :.....	7
3.3 -	Phase 3 : Recherche de données sur méta-moteur :.....	7
3.4 -	Résultats qualitatifs de la recherche et limites :.....	7
4 -	INTRODUCTION.....	8
5 -	SYNTHESE DES CONNAISSANCES SUR L'INCINERATION DES DECHETS MENAGERS.....	9
5.1 -	Résultats de la recherche bibliographique.....	9
5.2 -	La réglementation (évolution) et la situation du parc des incinérateurs en France	9
5.3 -	Les émissions des incinérateurs	11
5.3.1 -	Les dioxines et furanes (PCDD/PCDFs)	11
5.3.2 -	Evolution des émissions de dioxines et furanes en France	13
5.3.3 -	Autres composés	14
5.4 -	L'impact environnemental des incinérateurs en France	16
5.5 -	L'exposition des populations et des travailleurs.....	17
5.6 -	Risques sanitaires.....	18
5.6.1 -	Cas particulier des dioxines et furanes.....	18
5.6.2 -	L'évaluation des risques sanitaires des incinérateurs	20
5.6.3 -	Les études épidémiologiques	21
6 -	SYNTHESE DES CONNAISSANCES SUR LE STOCKAGE DES DECHETS MENAGERS.....	22
6.1 -	Résultats de la recherche.....	22
6.2 -	La réglementation et la situation des centres de stockage en France.....	22
6.3 -	Les émissions des centres de stockage.....	24
6.3.1 -	Les rejets atmosphériques	24
6.3.2 -	Les émissions vers les eaux de surface et les eaux souterraines.....	25
6.3.3 -	Les micro-organismes.....	26
6.4 -	Impact environnemental.....	27
6.5 -	Exposition des populations riveraines et des travailleurs.....	28
6.6 -	Les risques sanitaires des centres de stockage.....	29
6.6.1 -	L'évaluation des risques sanitaires	29
6.6.2 -	Les études épidémiologiques	30
7 -	SYNTHESE DES CONNAISSANCES SUR LA METHANISATION DES DECHETS MENAGERS.....	31
7.1 -	Résultats de la recherche.....	31
7.2 -	La méthanisation : principe et détails du parc européen	31
7.3 -	Les émissions de la méthanisation d'ordures ménagères	33
7.4 -	Les impacts et les risques de la méthanisation d'ordures ménagères.....	35
7.4.1 -	Les odeurs.....	35
7.4.2 -	Risques liés aux émissions de biogaz dans l'air	35
7.4.3 -	Les digestats ou méthacomposts.....	37
8 -	CONCLUSION.....	38
9 -	BIBLIOGRAPHIE.....	40
	ANNEXE 1 : TABLEAU DE COMPOSITION DES DIFFERENTS BIOGAZ.....	45

1 - OBJECTIFS

Cette étude est réalisée à la demande du SYCTOM, dans le cadre du débat public pour le projet de centre de valorisation biologique et énergétique des déchets à Ivry sur Seine.

L'objectif de cette mission est de réaliser un état des lieux des connaissances à date de l'impact environnemental et des risques sanitaires des principales filières de traitement des déchets qui sont : l'incinération, le stockage, et la méthanisation.

2 - NOTE DE L'AUTEUR

Certains aspects de l'impact du traitement des déchets ne sont pas être intégrés dans cette synthèse, comme par exemple l'impact des différents systèmes de traitement du point de vue du bilan carbone, des émissions de gaz à effet de serre, les impacts évités de chacun des systèmes de traitement...

Les émissions et impacts liés à la collecte, au transport et au tri ne seront pas abordés.

L'association Amorce a débuté courant 2009 une étude bibliographique sur le même thème. Le rendu de cette étude est attendu pour 2010. Il sera alors nécessaire de confronter ce document au présent rapport.

3 - METHODOLOGIE

La recherche d'informations concernant les filières de traitement de déchets et leurs éventuels impacts sanitaires et environnementaux a été réalisée en deux phases.

3.1 - Phase 1 - Collecte des données disponibles sur les sites institutionnels :

Nous avons sélectionné les organismes suivants en raison de la facilité d'accès à leurs informations, et de leur pertinence :

- ❑ Ministère de l'Environnement : www.environnement.gouv.fr,
- ❑ Association RECORD (Réseau Coopératif de Recherche sur les Déchets) : www.record-net.org,
- ❑ l'Institut de Veille Sanitaire (InVS) : www.invs.sante.fr,
- ❑ L'Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ASTEE) www.astee.org/index.php,
- ❑ Le Centre Inter-professionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA) : www.citepa.org,
- ❑ L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) : <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?id=11433&m=3&cid=96>,
- ❑ L'Institut National de l'Environnement et des Risques Industriels (INERIS) : www.ineris.fr,
- ❑ L'Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA) : www.afssa.fr,
- ❑ Bureau de Recherche Géologique et Minières (BRGM) : www.brgm.fr,

et également sur le site (non institutionnel) : pro-environnement : www.pro-environnement.com,

3.2 - Phase 2 : Recherche de données strictement scientifiques :

Les recherches bibliographiques ont été centrées sur les mots clefs suivants :

Landfill incinerator incineration methanisation methanization digestate Compost Sewage sludge	et/ou	Impact risk toxicity epidemiology
--	-------	--

Les bases de données interrogées sont :

<input type="checkbox"/> ATSDR	juin 2009
<input type="checkbox"/> EPA	juin 2009
<input type="checkbox"/> HSDB	juin 2009
<input type="checkbox"/> GENETOX	juin 2009
<input type="checkbox"/> MEDLINE	juin 2009
<input type="checkbox"/> TOXLINE	juin 2009

Les revues Environnement & Technique, Déchets Sciences et Techniques, et Info Santé Déchets ont également été consultées.

3.3 - Phase 3 : Recherche de données sur méta-moteur :

Afin d'élargir la recherche de données nous avons interrogé le méta-moteur Google avec les mêmes mots clé que précédemment

3.4 - Résultats qualitatifs de la recherche et limites :

Le nombre de publications concernant le compostage, l'incinération et le stockage des déchets est très important. Il se réduit lorsqu'on croise avec les mots « impact, toxicity, risk ou epidemiology », mais reste néanmoins relativement important pour tous ces domaines (120 à 3 000 articles).

En revanche il n'existe pratiquement aucun article dans les bases de données concernant la méthanisation (sur toxline 26 avec « methanisation » et 6 avec « methanization », et si l'on croise « methanisation ou methanization » avec « impact, risk, toxicity ou epidemiology », on n'obtient aucun article dans les bases de données consultées excepté sur google et la plupart sont des articles français).

Les connaissances concernant ces différents domaines sont donc inégales, et les prochains chapitres consacrés à ces sujets le seront également.

Commentaires sur la méthodologie employée :

En raison du grand nombre d'articles trouvés concernant les domaines de l'incinération, et du stockage, nous avons privilégié la lecture des rapports de synthèse, qui intègrent les résultats d'articles nationaux et internationaux et sont complétés par des synthèses d'experts, puis recherché des publications récentes susceptibles de ne pas avoir été incluses dans ces rapports et de les compléter.

4 - INTRODUCTION

En 2006, 868 millions de tonnes de déchets ont été produits en France, parmi lesquels 359 millions de tonnes de déchets minéraux (issus en grande partie du secteur construction et travaux publics), 374 millions de tonnes de déchets issus de l'agriculture/sylviculture, et 37,8 millions de tonnes de déchets collectés par le service publique (source : Ademe 2009).

Les ordures ménagères résiduelles ont représenté 20 millions de tonnes.

Le traitement de ces déchets est réparti comme suit :

- Stockage 35.6%
- Incinération 30.6% (dont 29% avec valorisation énergétique)
- Recyclage 33.9% (valorisation matière et gestion biologique)

On dénombre en 2006, 303 installations de stockage des déchets non dangereux (ISDND), 128 incinérateurs (dont 18 sans valorisation énergétique), 511 unités de compostage, 3 de méthanisation et 320 centres de tri.

Comparée à 2004, la part de l'incinération avec valorisation énergétique diminue au profit du stockage et du compostage (la tendance était inverse en 2004).

Le traitement des déchets, en particulier l'incinération, mais également le stockage, suscitent de nombreuses craintes de la part du public. La mise en conformité réglementaire et les nombreux travaux de recherche ont permis d'apporter des éléments de réponse aux interrogations légitimes de la population sur les risques sanitaires encourus par ces installations. Cependant, de nombreux doutes subsistent et chaque nouvelle étude relance le débat sur la nature et l'importance de ces risques.

5 - SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR L'INCINÉRATION DES DÉCHETS MÉNAGERS

Remarque : cette synthèse ne concerne pas les mâchefers d'incinération d'ordures ménagères.

5.1 - Résultats de la recherche bibliographique

Un certain nombre de rapports anciens et récents existent, sur les dioxines et furanes, et surtout sur les émissions et les expositions liées aux incinérateurs français et soumis à la réglementation européenne :

- Institut de Veille Sanitaire (INVS), Bulletin Épidémiologique Hebdomadaire (BEH). Numéro thématique - Incinération des ordures ménagères en France : effets sur la santé. 17 février 2009.
- INVS. Étude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères. Février 2009, 143 p.
- CITEPA/CORALIE/format Secten – mise à jour avril 2009. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues.
- INVS. Étude d'incidence des cancers à proximité des usines d'incinération d'ordures ménagères. Mars 2008, 137 p.
- Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments (AFSSA). Dioxines, furanes, PCB de type dioxine : évaluation de l'exposition de la population française. Nov 2005.
- INVS. Incinérateurs et Santé. Guide pour la conduite à tenir lors d'une demande locale d'investigations sanitaires. 2003.
- INSTITUT UNIVERSITAIRE D'HYGIÈNE ET DE SANTÉ PUBLIQUE. Évaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union Européenne. Rapport final. Lettre de commande mate 24/2001.
- INSERM. Dioxines dans l'environnement. Quels risques pour la santé ? Expertise collective. Les éditions Inserm, 2000.
- Société Française de Santé Publique (SFSP). L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. Collection Santé et Société N°7, novembre 1999.

Nous avons cherché à synthétiser ces données, et à les compléter par les travaux les plus récents que nous avons identifiés et qui n'avaient pas été pris en compte alors.

Notre travail est une synthèse bibliographique qui reflète les connaissances acquises en juin 2009.

5.2 - La réglementation (évolution) et la situation du parc des incinérateurs 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).

Le tableau suivant regroupe l'évolution des valeurs limites à l'émission des polluants de l'incinération.

Tableau 1 : Réglementation française sur les valeurs limites à l'émission des UIOM.

Substance réglementée	Capacité nominale	valeurs limites des émissions atmosphériques (moyennes journalières)		
		Arrêté du 25/01/1991	Circulaire du 24/02/1997***	Arrêté du 20/09/2002
PCDD/F (dioxines et furanes)	–	–	0,1 ng I-TEQ _{OTAH} /m ³	0,1 ng I-TEQ _{OTAH} /m ³
Poussières totales	Capacité < 1 t/h	200 mg/m ³	10 mg/m ³	10 mg/m ³
	1 < capacité < 3 t/h	100 mg/m ³		
	Capacité > 3 t/h	30 mg/m ³		
COT (carbone organique total)	–	20 mg/m ³	10 mg/m ³	10 mg/m ³
HCl (acide chlorhydrique)	Capacité < 1 t/h	250 mg/m ³	10 mg/m ³	10 mg/m ³
	1 < capacité < 3 t/h	100 mg/m ³		
	Capacité > 3 t/h	50 mg/m ³		
HF (acide fluorhydrique)	Capacité < 1 t/h	–	1 mg/m ³	1 mg/m ³
	1 < capacité < 3 t/h	4 mg/m ³		
	Capacité > 3 t/h	2 mg/m ³		
SO ₂ (dioxyde de soufre)	Capacité < 1 t/h	–	50 mg/m ³	50 mg/m ³
	1 < capacité < 3 t/h	300 mg/m ³		
	Capacité > 3 t/h	300 mg/m ³		
NO et NO ₂ (oxydes d'azote)	usine existante de capacité nominale > 6t/h ou nouvelle usine	–	–	200 mg/m ³ **
	usine existante de capacité nominale < 6t/h	–		400 mg/m ³ **
CO (monoxyde de carbone)	Capacité < 1 t/h	100 mg/m ³	50 mg/m ³	50 mg/m ³ **
	1 < capacité < 6 t/h	100 mg/m ³ (moyenne horaire)		
Cd + Tl (cadmium + thallium)	–	Cd + Hg 0,2 mg/m ³ pour capacité > 1t/h	0,05 mg/m ³	0,05 mg/m ³
Hg (mercure)	–	–	0,05 mg/m ³	0,05 mg/m ³
Sn + As + Pb + Cr + Co + Cu + Mn + Ni + V (étain + arsenic + plomb + chrome + cobalt + cuivre + manganèse + nickel + vanadium)	–	Pb + Cr + Cu + Mn 5 mg/m ³ pour capacité > 1t/h	0,5 mg/m ³ au total	0,5 mg/m ³ au total
		Ni + As 1 mg/m ³ pour capacité > 1t/h		

- non précisé

* dérogations possibles pour les installations existantes :

– < 6 t/h à condition que le permis prévoie des moyennes journalières n'excédant pas 500 mg/m³, et ce jusqu'au 1er janvier 2008.

– 6 t/h < capacité nominale < 16 t/h à condition que le permis prévoie des moyennes journalières n'excédant pas 400 mg/m³, et ce jusqu'au 1er janvier 2010.

– 16 t/h < capacité nominale < 25 t/h et qui ne produit pas de rejets d'eaux usées, à condition que le permis prévoie des moyennes journalières n'excédant pas 400 mg/m³, et ce jusqu'au 1er janvier 2008.

** l'autorité compétente peut accorder des dérogations pour les installations d'incinération utilisant la technologie à lit fluidisé, pour autant que la dérogation prévoie une valeur limite d'émission de 100 mg/m³ (moyenne horaire).

*** applicable aux seules installations autorisées après parution de la circulaire.

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.

Entre 1998 et 2009, le nombre d'incinérateurs est passé de 300 à 136.

5.3 - Les émissions des incinérateurs

Le type et la concentration des substances à l'émission dépendent essentiellement du procédé d'incinération, du type de déchets brûlés, des conditions de combustion et du dispositif de traitement des fumées. Les substances sont soit déjà présentes dans les déchets, soit formées lors de la combustion incomplète, soit lors du refroidissement des gaz. D'après le NRC (National Research Council, l'Académie des Sciences aux USA) (2000), les principales substances concernées sont le CO, les NOx et SOx, l'HCl, le cadmium, le plomb, le mercure, le chrome, l'arsenic, le béryllium, les PCDD/PCDFs, les PCB, les HAP et les poussières.

En France, les émissions atmosphériques des installations d'incinération sont assez bien documentées, notamment pour ce qui concerne les polluants dits réglementés (poussières, HCl, NOx, métaux lourds, PCDD/PCDFs) (cf inventaire des émissions au format SECTEN du CITEPA¹).

La contribution des incinérateurs à la pollution atmosphérique locale est difficile à quantifier. En effet, les concentrations mesurées dans l'air ambiant intègrent les émissions provenant des différentes sources (connues ou non) présentes sur le site étudié. De plus, les conditions météorologiques ont une influence importante sur la quantité de substance retrouvée en un lieu donné.

Il est toutefois possible de quantifier les émissions au niveau local, en utilisant notamment les déclarations faites par les exploitations soumises à déclaration à la DRIRE, ainsi que le fait l'Association Sup'Air (Nord Isère) (Programme de Surveillance des Dioxines et Métaux Lourds dans les Retombées Atmosphériques et l'Air Ambiant²).

Avant de commenter les émissions de dioxines et furanes au niveau national et surtout par les incinérateurs français, voici quelques précisions concernant ces composés.

5.3.1 - Les dioxines et furanes (PCDD/PCDFs)

Les dioxines et furanes sont considérées comme le traceur des émissions des incinérateurs. A ce titre, il nous a semblé pertinent de leur consacrer un paragraphe.

Ces substances sont parmi les plus étudiées, un congrès mondial leur est consacré chaque année. La revue Info Santé Déchets leur consacre un numéro spécial en avril 2009 (ISD n°62) (avec les polychlorobiphényles (PCB)). Il est à noter que compte tenu du nombre de travaux menés sur ce sujet, dont les conclusions sont encore parfois contradictoires, cette synthèse est loin d'être exhaustive.

Origine des dioxines et furanes :

Le terme « dioxines et furanes » regroupe 2 grandes familles de composés : les polychlorodibenzo-para-dioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofurannes (PCDF). Ces composés font partie de la classe des hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés (HPAH). Ils sont constitués de 2 cycles aromatiques liés par 2 (PCDD) ou 1 (PCDF) pont(s) oxygène (figure 1). Les positions numérotées peuvent être occupées par des atomes d'hydrogène ou de chlore. Il existe donc un très

¹ www.citepa.org

² http://www.atmo-rhonealpes.org/Site/news/voir/surveillance_des_dioxinesfuranes_et_métaux_lourds

grand nombre de combinaisons liées au nombre d'atomes de chlore (1 à 8) et de leur position. On dénombre 75 congénères de PCDD et 135 de PCDF.

Parmi les 210 congénères théoriquement présents dans l'environnement, 17 ont été identifiés comme particulièrement toxiques pour les êtres vivants. Ils comportent tous un minimum de 4 atomes de chlore occupant les positions 2, 3, 7 et 8. Leur toxicité diminue quand le nombre d'atomes de chlore augmente. Ainsi le congénère le plus toxique est la 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzo-p-dioxine (TCDD) dite dioxine de Seveso.

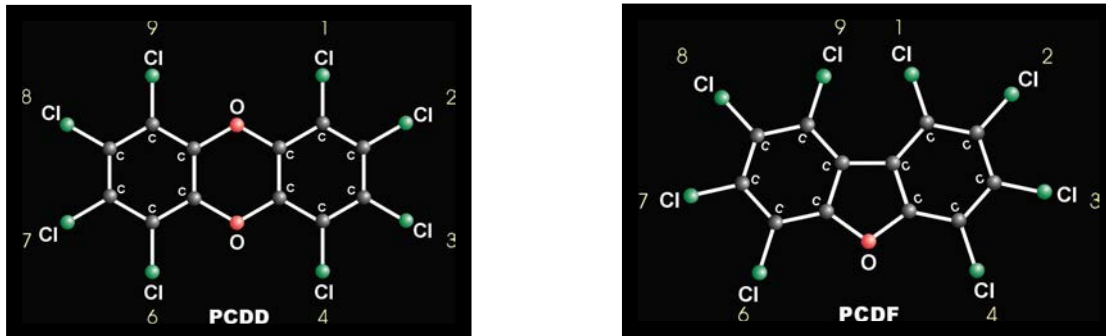


Figure 1: Structure générale des PCDD et des PCDF.

Les PCDD/PCDFs présentent une grande stabilité chimique, qui augmente avec le nombre d'atomes de chlore. Peu volatils, ils sont dispersés dans l'atmosphère sous forme de très fines particules pouvant être transportées sur de longues distances par les courants atmosphériques. Peu solubles dans l'eau, ils ont une grande affinité pour les lipides. De ce fait, ils s'accumulent dans les tissus adipeux des animaux et des humains, notamment dans le lait. Ils se concentrent ainsi le long de la chaîne alimentaire.

Les dioxines et furanes font partie des 12 polluants organiques persistant (POP) recensés par la communauté internationale.

Les PCDD/PCDFs ne sont pas produits intentionnellement, contrairement à d'autres POP, comme les PCB. Ce sont des sous-produits non intentionnels formés lors de processus de combustion de matière organique en présence de chlore, naturels ou industriels. Le chlore étant un élément courant car constitutif de notre environnement sous forme de sel (NaCl : sel de table) ou entrant dans la composition de nombreux matériaux et produits (déchets ménagers, bois traités, essence, plastiques, synthèses chimiques diverses), il existe donc une grande variété de sources de dioxines et furanes.

Evaluation de la toxicité d'un mélange de dioxines et furanes :

Les résultats des analyses des 17 congénères d'un mélange de PCDD et PCDF sont généralement exprimés en utilisant le calcul d'une quantité toxique équivalente (I-TEQ pour International Toxic Equivalent Quantity). La toxicité potentielle des 17 congénères est exprimée par rapport au composé le plus toxique (TCDD) en assignant à chaque congénère un coefficient de pondération nommé I-TEF (International Toxic Equivalent Factor). Ainsi la molécule de référence (TCDD) est affectée d'un I-TEF de 1.

La quantité toxique équivalente (I-TEQ) est obtenue en sommant les concentrations de chaque congénère pondérées par leur TEF :

$$I-TEQ = \sum (C_i \times TEF_i),$$

où C_i et TEF_i sont la concentration et le TEF du congénère i présent dans le mélange

Deux systèmes de calculs de l'équivalents toxiques existent : le système de pondération de l'OTAN (Organisation du Traité Atlantique Nord) et celui de l'OMS (organisation mondiale de la santé).

Selon les cas, les méthodes de calcul en TEQ prennent en compte soit les 17 congénères, soit y associent un certain nombre de PCB coplanaires (dits PCB « dioxine like » ou PCB-DL).

5.3.2 - Evolution des émissions de dioxines et furanes en France

Les inventaires des émissions de dioxines et furanes en France réalisés par le CITEPA³ traduisent une forte baisse des émissions globales depuis 1994 (toutes sources confondues). Celles-ci sont en effet passées d'environ 1880 grammes en 1994 à 112 grammes en 2008, soit une baisse de 94% (figure 2).

Les baisses d'émissions observées depuis 1994 viennent des progrès réalisés dans les secteurs de l'incinération des déchets (contribuant pour 97% aux émissions de dioxines et furanes du secteur transformation d'énergie en 1994) et de la métallurgie (industrie manufacturière), et les actions menées par les autorités européennes, nationales et locales.

Les émissions provenant du secteur transformation d'énergie (dont incinération) ont elles baissé de 99.6% entre 1992 et 2008. En revanche, l'estimation des émissions est stable depuis 2007.

En 2008, la contribution des émissions de PCDD/PCDFs selon les principaux secteurs était de 78% pour l'industrie manufacturière, 16% pour le résidentiel/tertiaire, et 4% pour la transformation d'énergie.

L'estimation pour l'incinération pour l'année 2007 est de 1.56 g de dioxines et furanes, soit environ 11 fois moins que la combustion domestique (estimée à 17.4 g). Cela représente 1.4% du total des émissions françaises. **L'incinération n'est désormais plus une source majeure de dioxines et furanes en France.**

Si les sources industrielles sont maintenant bien connues, les sources diffuses, telles que le brûlage des câbles et la combustion résidentielle du bois sont plus difficilement quantifiables et maîtrisables. Les émissions de PCDD/PCDFs liées au résidentiel et tertiaire ont néanmoins diminué de 51.6 g TEQ en 1990 à 17.4 g TEQ en 2008, en raison de la baisse de l'utilisation du bois et du charbon, et de l'amélioration des équipements. A l'avenir le seul secteur sur lequel des diminutions d'émissions notables peuvent être envisagées est le secteur « industrie manufacturière ».

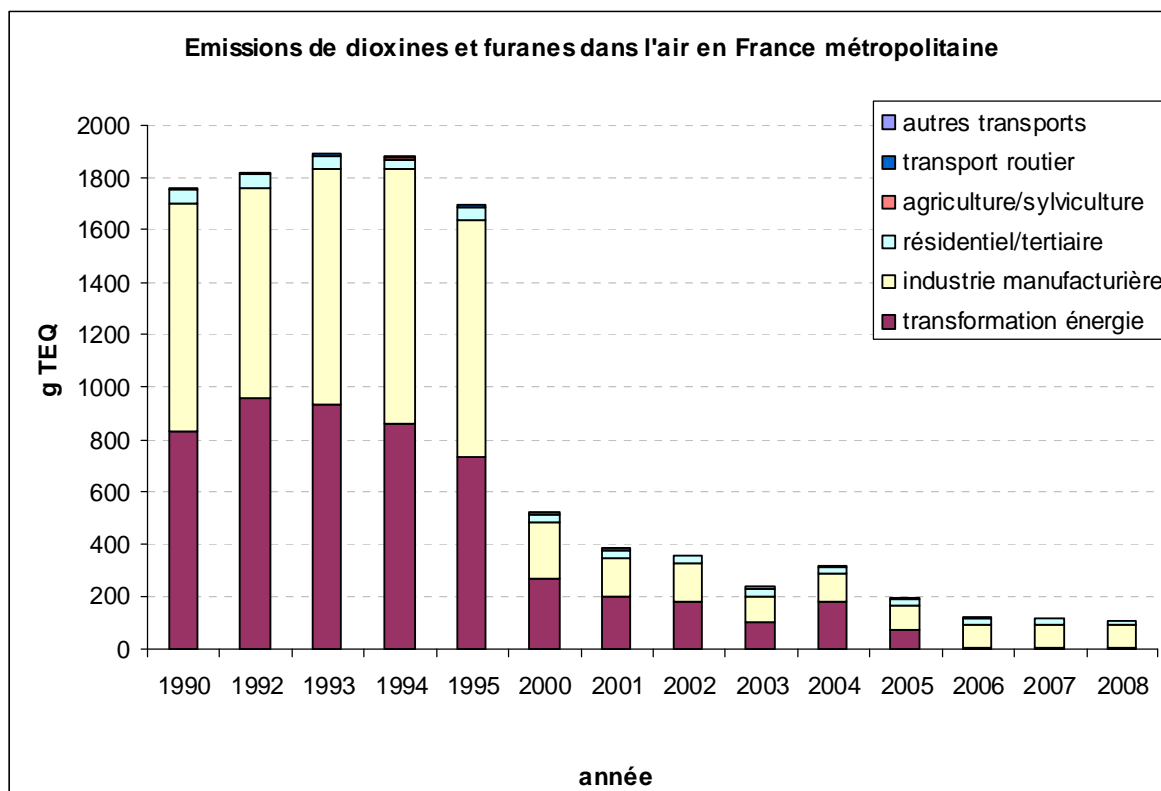


Figure 2 : Estimation des émissions de dioxines et furanes en France par secteurs (en g TEQ) (CITEPA, 2009).

³ Centre Interprofessionnel Technique d'Etude de la Population Atmosphérique (<http://www.citepa.org/publications/Inventaires.htm#inv1>)

5.3.3 - Autres composés

La baisse des émissions concerne également la majorité des autres composés émis par les incinérateurs (tableau 2, émissions toutes sources confondues).

Composé	Total émissions	
	1990	2008
SO ₂ (kt)	1337	380
NOx (kt)	1935	1295
As (t)	16,4	9
Cd (t)	19,8	3,4
Hg (t)	26,9	6,5
Pb (t)	4258	102
Zn (t)	1899	186
PCDD/PCDFs (g TEQ)	1763	112
PCB (kg)	180,9	65,9
PM2.5 (kt)	488	293
PM10 (kt)	696	464

Tableau 2 : Estimation des émissions totales françaises de divers composés toutes sources confondues (CITEPA, 2009).

Les différentes émissions sont classées par secteurs économiques par le CITEPA (format SECTEN). Les émissions des incinérateurs avec récupération d'énergie (soit la plupart des installations) sont incluses dans le secteur « transformation d'énergie », plus exactement dans le sous-secteur « transformation d'énergie autre ».

Le tableau 3 présente la contribution du secteur « autre transformation d'énergie » à la totalité des émissions françaises en 1990, 2005 et 2007. Dans ce sous-secteur « autre transformation d'énergie » en 2009, sont inclus les installations d'incinération avec récupération d'énergie, et la transformation des combustibles minéraux autre (fabrication de charbon de bois).

Les estimations ne sont précisées que lorsque le secteur « transformation d'énergie » contribue pour plus de 5% aux émissions totales. C'est pourquoi les émissions de 2007 pour le plomb (Pb), les dioxines et furanes (PCDD/PCDFs), et les particules PM10 et PM2.5 ne sont pas précisées contrairement aux autres années (tableau 3).

composé	total émissions			autres transformations d'énergie (dont incinération)			autres transformations d'énergie en % du total		
	1990	2005	2007	1990	2005	2007	1990	2005	2007
SO ₂ (kt)	1337	485	435	5,9	1,5	0,8	0,4%	0,3%	0,2%
NOx (kt)	1935	1459	1345	10,4	16,7	9,6	0,5%	1,1%	0,7%
As (t)	16,4	10	9,5	0,5	0,4	0,4	3,0%	4,0%	4,2%
Cd (t)	19,8	5,5	3,6	3,9	0,7	0,5	19,7%	12,7%	13,9%
Hg (t)	26,9	8,6	6,7	6,9	1,4	0,5	25,7%	16,3%	7,5%
Pb (t)	4258	123	108	50,9	10		1,2%	8,1%	
Zn (t)	1899	232	201	101,6	10,9	3,2	5,4%	4,7%	1,6%
PCDD/PCDF (g TEQ)	1763	194	117	831,9	91,1		47,2%	47,0%	
PCB (kg)	180,9	77,5	68,7	5,3	0,4	0,0	2,9%	0,5%	0,0%

Tableau 3 : Contribution des émissions du secteur « autres transformations d'énergie » aux émissions totales (d'après les estimations du CITEPA, 2009).

La contribution du secteur « autre transformation d'énergie » (en pourcentage) à la totalité des émissions a diminué entre 1990 et 2007 pour le SO₂, le cadmium (Cd), le mercure (Hg), le zinc (Zn), et les PCB. La contribution augmente faiblement pour l'arsenic (As).

Nous pouvons constater entre 2005 et 2007 une forte diminution des émissions de SO₂, NO_x, Hg, Zn et PCB suite à la mise aux normes des UIOM.

En 2007, la contribution du secteur « autre transformation d'énergie » à la totalité des émissions est significative et non négligeable pour les métaux Cd (13.9%) et Hg (7.5%).

Certaines substances émises par les incinérateurs ne font pas l'objet de mesures réglementaires dans l'arrêté de 2002. Nous pouvons citer :

- les composés organiques volatiles (COV) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) (en revanche le carbone organique total est mesuré),
- les polychlorobiphényles (PCB),
- le zinc (Zn),
- le béryllium (Be),
- des polybromodiphényléthers (PBDE) qui sont des retardateurs de flammes
- les dioxines et furanes bromées (polybromodibenzofuranes PBDF ou polybromodibenzodioxines PBDD), issues de la combustion des PBDE,
- l'oxyde nitreux (N₂O),
- l'ammoniac (NH₃)

Les émissions de certains de ces composés par les incinérateurs français sont néanmoins connues et estimées de façon annuelle, comme par exemple les PCB et le zinc (cf tableau 3).

D'autres composés moins connus ont fait l'objet d'études récentes.

Une étude de l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) a mesuré les émissions de certains retardateurs de flamme bromés à l'émission de 3 incinérateurs français.⁴ En l'absence de référentiel normatif pour la mesure à l'émission de ces composés, 2 laboratoires utilisant des techniques différentes ont participé à l'étude. Les polybromodiphényléthers (PBDE), les polybromobiphényles (PBB), le tétrabromobisphénol A (TBBP-A) et l'hexabromocyclododécane ont été mesurés. Les concentrations en PBDE sont extrêmement faibles sur les 3 sites. Seuls 2 composés, les BDE 153 et 190, ont été mesurés à des teneurs significatives, respectivement de 0.013 et 0.046 ng.Nm³, uniquement sur un des sites étudiés. Toutes les concentrations en PBB sont inférieures à la limite de quantification analytique. Les résultats sont cohérents avec la littérature : efficacité de traitement de PBDE supérieure à 99.9% et teneurs à l'émission inférieures à 0.1 ng/m³ (somme des PBDE).

Concernant les PBDD et PBDF, une étude japonaise (Hayakawa et al., 2004) en a mesuré certains dans l'atmosphère, les dépôts et les sols près de Kyoto (sans que soit fait mention d'une UIOM). Les auteurs concluent que les niveaux de PBDD/F sont corrélés avec ceux des PBDE. L'ADEME fait mention d'une thèse (visiblement démarrée en 2007) concernant le développement d'une méthode de mesure de dioxines et furanes bromées et chloro-bromées à l'émission des sources fixes (incinération, métallurgie notamment).

Enfin, la création du registre européen des émissions polluantes (EPER) s'est accompagnée de l'obligation de déclarer les émissions dans l'air pour 50 polluants, et dans l'eau pour 56 polluants quand ces émissions dépassent un certain seuil. Dans ce cadre, une étude a été menée avec l'ADEME pour évaluer les émissions dans l'air de polluants mentionnés dans ce registre, mais non réglementés par l'arrêté du 20/09/2002. Des mesures à l'émission de certains polluants comme les composés organiques volatiles (COV) spécifiques, les fractions fines des poussières (PM10, PM2,5 et ultrafines), la spéciation des métaux lourds ont été réalisées...Il est apparu que les émissions de HAP étaient très faibles, et que seulement 5 polluants non réglementés étaient susceptibles d'être déclarés par les exploitants dans le cadre du registre EPER : CO₂ d'origine biomasse et non biomasse, N₂O, NH₃ et Zn. Plusieurs travaux sont en cours (<http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?sort=-1&cid=96&m=3&catid=19708>).

⁴ Mesure de retardateurs de flamme bromés à l'émission d'installations d'incinération. ADEME, septembre 2008.

5.4 - L'impact environnemental des incinérateurs en France

Les dioxines et furanes ont été mises en évidence dans l'environnement à la fin des années 70, en même temps que des effets toxiques étaient notés sur des espèces d'oiseaux, poissons et mammifères (et chez l'homme).

Suite à des restrictions d'emploi, on observe une diminution des émissions de dioxines et furanes dès le début des années soixante-dix mais on note une remontée des concentrations à la fin de cette décennie, le retour à la diminution reprenant dans les années quatre-vingt. Cette remontée des concentrations est probablement liée à la mise en service de nombreux incinérateurs d'ordures ménagères, fortement émetteurs de dioxines et furanes. Depuis le milieu des années quatre-vingt, la maîtrise des procédés industriels d'incinération et de traitement des métaux pourrait expliquer la reprise de la diminution des teneurs dans l'environnement (INSERM, 2000).

Les incinérateurs de première génération (années 70) n'étaient pas équipés de filtres, et leurs émissions de dioxines et furanes étaient comprises entre 50 et 150 ng TEQ/m³. Au début des années 90, quelques scientifiques (dont les Prs. Narbonne, Picot, et Keck) ont commencé à alerter les médias et la population sur les risques de ces installations. La mobilisation des pouvoirs publics et des industriels a été longue, et certaines de ses installations ont continué à fonctionner jusqu'en 2001-2003, et notamment les petites installations de moins de 6 tonnes/heure qui étaient les plus polluantes (cf Gilly sur Isère, Maincy, Lunel Viel...).

La mise aux normes de 1991 (filtration des fumées) a permis de diminuer les émissions à des valeurs comprises entre 1 et 5 (avec des maxima jusqu'à 15) ng TEQ/m³.

La mise aux normes fin 2005 de tous les incinérateurs français (qui a entraîné de nombreuses fermetures) avec un système d'épuration des gaz beaucoup plus perfectionné a imposé une valeur maximale d'émissions de 0.1 ng TEQ/m³, mais la plupart des émissions sont en réalité 2 à 10 fois en dessous de cette norme (les chiffres sont publiés régulièrement sur les sites Internet des collectivités et exploitants des incinérateurs).

Les études internationales concernant des UIOM anciens avec des émissions largement supérieures à 0.1 ng/m³ mettent en évidence le plus souvent des concentrations en dioxines et furanes dans les sols et les végétaux corrélées avec la distance aux installations en Espagne (Schuhmacher et al., 1997, 2000 ; Domingo et al., 1999 ; Meneses et al., 1999), des teneurs en PCDD/PCDFs dans l'air plus importantes sous influence d'une usine en Italie (Caserini et al., 2004), des concentrations en chlorures, métaux (Cd et Pb) plus élevées dans les lichens sous influence jusqu'à environ 1 km en France et au Portugal (Asta 1995 ; Gombert & Asta 1997, 1998), un impact sur les concentrations en mercure (Hg) dans les mousses au voisinage d'un UIOM au Royaume-Uni (Carpi et al., 1994), des augmentations en PCDD/PCDFs dans le lait en Espagne (Ramos et al., 1997). En France, des concentrations élevées en dioxines et furanes ont été mesurées dans les sols, les herbes et les laits de vache autour d'incinérateurs très polluants comme par exemple Halluin, ou Gilly sur Isère. Les concentrations maximales ont été mesurées : dans les sols jusqu'à 64 pg TEQ/g MS (Halluin) et 34 TEQ/g MS (Gilly sur Isère), dans les herbes 42 pg TEQ/g MS (Halluin) et 60 pg TEQ/g MS (Gilly sur Isère), dans le lait de vache 23.4 pg TEQ/g MG (Halluin) et 37 pg TEQ/g MG (Gilly sur Isère) (le seuil réglementaire dans le lait était alors de 5 pg TEQ/g MG, il est aujourd'hui de 3 pg TEQ/g MG) (données communiquées par le Pr Narbonne).

Après la mise aux normes ou l'amélioration des systèmes de traitement, des diminutions des concentrations ont été mise en évidence : pour les PCDD/PCDFs dans les herbes (de 30 à 60%) en Espagne mais pas dans les sols⁵ (Domingo et al., 2001a, 2001b, 2002 ; Nadal et al., 2002), ainsi que des diminutions des chlorures dans les lichens en France (Gombert & Asta 1997, 1998). D'autres sources de dioxines et de chlorures ont été mises en évidence dans ces études.

Les surveillances environnementales des installations récentes ne permet pas de mettre en évidence d'impact sur les teneurs en PCDD/PCDFs dans l'air en Italie (Caserini et al., 2004) et dans les sols en Italie et au Royaume-Uni (Caserini et al., 2004 ; Vizard et al., 2006). Ces résultats sont confirmés par les surveillances environnementales de nombreux UIOM français (pour exemple Brest⁶, Bourgoin Jallieu⁷). Des sources diffuses de dioxines et de métaux sont mises en évidence.

⁵ La demi-vie des PCDD/PCDFs dans les sols est de 7 ans, les sols reflètent les dépôts cumulés sur de nombreuses années, au contraire des herbes qui reflètent les dépôts annuels.

⁶ http://www.cub-brest.fr/environnement/pdf/uve/rapport_CLIS_2008.pdf

⁷ <http://www.sitom-ni.fr/>

5.5 - L'exposition des populations et des travailleurs

De nombreuses études existent, et la majorité concerne les dioxines et furanes. Dans certains cas les métaux, les métabolites des HAP, ou des PCB ou PBDE sont analysés.

Comme précisé auparavant, l'essentiel de l'exposition aux dioxines et furanes se fait via l'alimentation.

Les retombées atmosphériques des substances rémanentes (plomb, cadmium, dioxines et furanes) peuvent être suivies par des mesures dans la chaîne alimentaire autour des UIOM. La Direction Générale de l'Alimentation (DGAL) a mis en place une campagne de mesures ponctuelles de métaux dans le lait et la viande de troupeaux à proximité des sites potentiellement émetteurs comme les incinérateurs.

En France, une surveillance réglementaire repose également sur la mesure de dioxines et furanes dans le lait de vache (la circulaire du 9 octobre 2002 prévoit la réalisation de telles mesures, particulièrement si des élevages sont situés à moins de 4 km pour les nouvelles installations, et dès lors que le flux annuel de PCDD/PCDFs dépasse 0.5 g/an pour les installations existantes).

Une cinquantaine de publications, depuis les années 1993-1994, portant sur l'exposition de populations habitant à proximité d'usines ou de travailleurs du secteur de l'incinération (de déchets ménagers, industriels, dangereux, ou infectieux) ont été identifiées. Si l'on restreint la recherche aux UIOM uniquement, le nombre est de 29, dont 19 concernent les riverains, et 15 les travailleurs (certaines études traitent des deux). Très peu d'études (3) concernent des incinérateurs de déchets ménagers français, dont une porte sur la population. Les émissions des UIOM ne sont pas toujours précisées.

Les études internationales concernant **la population riveraine** mettent en évidence le plus souvent l'absence d'augmentation des taux sanguins et sériques (Huang et al. 2007 ; Gonzales et al. 2000. Deml et al., 1996 ; Reis et al., 2007a, 2007b, 2007c ; Chen et al., 2004a), ou des teneurs dans le lait maternel (Tajimi et al., 2005). Dans ces études, les émissions lorsqu'elles sont précisées sont inférieures à 2,5 ng/m³. En revanche, des études belges (Fierens et al. 2003 et 2007) et de Taiwan (Chen et al 2004b) montrent l'influence du régime alimentaire et de la consommation de graisses animales d'élevages situés sous l'influence d'installations anciennes fortement émettrices.

L'étude française a été réalisée par l'INVS et le CAREPS et concerne la mesure entre 2003 et 2006 de la concentration en dioxines et furanes dans le lait maternel de femmes ayant vécu au moins 5 ans autour de l'UIOM de Gilly sur Isère. Les teneurs ont été comparées avec les résultats de l'étude nationale réalisée en 1998-1999. La concentration moyenne dans le lait maternel des 48 participantes, égale à 11,4 pg TEQ/g MG, était inférieure, de manière statistiquement significative, à la concentration moyenne égale à 19,6 pg TEQ/g MG obtenue chez les 244 mères incluses dans l'étude nationale. L'étude conclut à l'absence d'influence de l'incinérateur de Gilly et explique ce résultat par la probable diminution générale de l'exposition française aux PCDD/PCDFs entre 1998-1999 et 2003-2006.

Les résultats des études internationales concernant **les travailleurs** sont variables. Aucune différence n'est mise en évidence pour les concentrations sanguines de PBDE en Corée (Kim et al., 2005), de PCDD/PCDFs, PCB et métaux en Espagne (Gonzales et al., 2000) et au Japon pour les UIOM de faible ou moyenne émissions (Kitamura et al., 2001). En revanche, les travailleurs des UIOM fortement émettrices (> 80 ng/m³) seraient plus exposés (Kitamura et al., 2001). Certains postes seraient plus exposés que d'autres (Kitamura et al., 2000 ; Shih et al., 2006 ; Kumagai et al., 2003). Certains biomarqueurs semblent bien corrélées avec l'exposition (Shih et al., 2006 ; Hu et al., 2006 ; Oh et al., 2005). Une étude concerne les niveaux de l'atmosphère de travail en micro-organismes, poussières et métaux lourds d'un incinérateur de déchets (type de déchets non précisé) en Finlande (Rahkonen, 1992). Elle conclut que les bactéries thermocollantes et les champignons sont abondants au sein de l'usine (600 à 22 000 contre 30 à 3 600 UFC/m³ en zone témoin). Les études d'exposition des travailleurs aux bioaérosols sont rares.

Dans les 3 UIOM françaises, les travailleurs présentent plus de troubles d'irritation cutanéomuqueuse et respiratoire que des sujets non exposés mais les niveaux d'exposition sont faibles et varient suivant les individus et les postes de travail (Hours et al., 2003 ; Maître et al., 2003).

5.6 - Risques sanitaires

5.6.1 - Cas particulier des dioxines et furanes

Toxicité chez l'homme :

La toxicité de ces composés a été largement démontrée à fortes doses sur de nombreuses espèces animales. Chez l'homme, des études épidémiologiques ont été conduites en milieu industriel, notamment à la suite d'accidents de contamination dont Seveso (Bertazzi et al., 2001). Les incertitudes relatives à l'évaluation du risque sanitaire associé aux dioxines et furanes demeurent néanmoins importantes, en particulier en ce qui concerne les effets d'une exposition prolongée à de faibles concentrations.

Chez l'homme, une exposition à court terme à de fortes doses peut être à l'origine de lésions cutanées (chloracné) ainsi qu'une altération de la fonction hépatique. Parmi les effets relevés, on peut également citer une atteinte du système immunitaire, la perturbation du développement du système nerveux, des troubles du système endocrinien (hormonal), et de la fonction de reproduction. Un risque augmenté de diabète ainsi qu'une augmentation de la mortalité cardiovasculaire ont également été signalés chez les sujets très exposés. Le fœtus semble particulièrement sensible à la TCDD.

Les effets cancérogènes, avérés chez le rat, sont encore discutés chez l'homme. Des excès de risques faibles pour tous les cancers confondus ont été trouvés dans plusieurs études épidémiologiques menées en milieu industriel. Des études relèvent un excès du risque de lymphomes non hodgkiniens et de sarcomes de tissus mous au sein d'une population vivant à proximité d'un incinérateur (Floret et al., 2003). Le Centre International de Recherche sur le Cancer (CIRC) a classé la TCDD comme cancérogène certain pour l'homme, mais elle ne semble pas avoir d'effet sur le matériel génétique des cellules (elle n'est pas génotoxique). Ce classement a néanmoins fait l'objet de discussions dans un article pointant certaines ambiguïtés du travail du CIRC (Cole et al., 2003).

Une forte divergence existe entre l'OMS et l'US EPA sur le niveau de risque à faible dose. L'OMS considère les dioxines et furanes comme des cancérogènes non mutagènes, avec une dose seuil en dessous de laquelle l'exposition ne présente pas de danger. L'US EPA favorise une approche sans seuil, c'est-à-dire que toute dose si minime soit-elle est porteuse de risque et les dioxines et furanes sont considérées comme cancérogènes « complets » (US EPA, 1997, 2000, 2003).

Cette position n'a pas été validée par l'Académie des Sciences des Etats-Unis (National Research Council –NRC) : « Tout en saluant le travail accompli par l'agence de protection de l'environnement, le NRC estime que l'EPA a sous-estimé les incertitudes attachées aux données scientifiques disponibles et surestimé les risques de cancers induits par l'exposition à la 2-3-7-8 TCDD » (extrait du BE Etats-Unis N°44 - Ambassade de France aux Etats-Unis, le 03/08/2006).

Au bilan, en ce qui concerne la toxicité chronique (la plus importante à prendre en compte) le pouvoir cancérogène des dioxines et furanes vis-à-vis de l'homme est modéré, ne fait pas l'unanimité, et ne s'accompagne pas d'un pouvoir mutagène ; les dioxines et furanes se caractérisent par des effets toxiques variés, apparaissant à des doses très faibles : effets neurotoxiques, reprotoxiques, immunotoxiques, toxicité métabolique.

Deux voies d'exposition ont été identifiées chez l'homme : la voie respiratoire et la voie digestive.

➤ Voie respiratoire

L'absorption pulmonaire est de 95 à 100% quand les dioxines et furanes sont adsorbées sur des particules inhalées. Cependant, du fait des très faibles concentrations de dioxines et furanes dans l'air inhalé, il semble que la voie d'exposition respiratoire soit mineure (environ 5%) comparativement à l'exposition alimentaire pour la population générale.

Elle pourrait en revanche devenir plus significative dans le cas d'ambiances plus polluées (exposition professionnelle par exemple). L'exposition des travailleurs a surtout été étudiée dans le cadre des incinérateurs de déchets ménagers : les ouvriers chargés de l'entretien des filtres sont les plus exposés, mais les niveaux d'exposition dépendent de divers facteurs, notamment la qualité de la combustion et celle des protections individuelles.

➤ Voie digestive

On peut distinguer 2 voies : l'ingestion directe de particules inhalées ou de sols contenant des PCDD/PCDFs, et l'ingestion indirecte par le transfert des contaminants au travers de la chaîne alimentaire. Les PCDD/PCDFs émis dans l'atmosphère se déposent au sol, en particulier sur les végétaux. Ceux-ci entrent dans l'alimentation animale, les PCDD et PCDF se fixent sur les réserves adipeuses et les graisses tissulaires, en particulier des bovins. Les capacités d'élimination étant faibles, elles se concentrent le long de la chaîne alimentaire. Il est admis que l'exposition moyenne s'effectue de 90 à 95% par cette voie, en particulier l'ingestion de graisses animales (lait, produits laitiers, viandes, poissons, œufs). L'absorption directe par l'homme de végétaux contaminés est limitée.

Les capacités d'élimination sont particulièrement faibles chez l'homme, pour qui l'on estime le temps de demi-vie⁸ à 7 ans.

L'exposition moyenne française aux dioxines et furanes :

En 1998, une recommandation d'un groupe de travail conjoint aux sections « alimentation » et « milieux de vie » du Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) précisait que, dans le cas d'une exposition à long terme :

- la dose de 1 pg/kg de poids corporel (p.c.)/jour exclut *a priori* tout risque pour la santé publique,
- une exposition supérieure à 10 pg TEQ/kg p.c./j pouvait entraîner des risques d'effets néfastes,
- une exposition entre ces deux valeurs ne semblait pas entraîner de signes avérés de toxicité chez l'homme mais pouvait cependant ne pas représenter une marge de sécurité suffisante pour exclure tout risque pour certains segments de la population particulièrement sensibles.

Un groupe de travail a été créé par le CSHPF (puis repris par l'AFSSA) pour évaluer le niveau d'exposition aux dioxines (PCDD) et furanes (PCDF), par voie alimentaire, de la population française en général ainsi que dans différentes classes d'âge d'individus présentant des régimes alimentaires spécifiques. Cette évaluation s'appuyait sur des données de contamination des denrées alimentaires recueillies entre 1996 et 1998.

L'exposition moyenne de la population générale était estimée à environ 1,3 pg/kg p.c./j en 2000 (AFSSA, 2000), ce qui est proche de l'objectif de 1pg/kg de poids corporel (p.c.)/jour recommandé par l'OMS. Le niveau d'exposition des enfants (2 à 9 ans) est plus élevé que celui de la population générale (2,3) mais reste en dessous du seuil maximal recommandé par l'OMS.

L'évolution des émissions de dioxines et furanes, la prise en compte au niveau international des PCB de type dioxine (PCB-DL) dans l'estimation du risque global à ces contaminants et le développement des programmes de surveillance des denrées pour ces deux types de molécules ont conduit l'AFSSA à procéder à une actualisation de l'exposition de la population aux dioxines et furanes et aux PCB-DL.

L'évaluation de l'exposition moyenne aux dioxines et furanes pour l'ensemble de la population (enfants et adultes) est estimée en 2005 à 0,53 pg TEQ/kg p.c./j (AFSSA, 2005). En comparaison avec la précédente estimation de 1999, l'exposition en 2005 aux dioxines et furanes avait diminué d'environ 60%.

Depuis 2005 l'exposition de la population moyenne française aux dioxines et furanes est donc en dessous de l'objectif recommandé par l'OMS.

Les teneurs dans le lait de vache en France ont également diminué entre 1998 et 2006, d'environ 50% (Durand et al., 2008). Un plan de surveillance a été réalisé en 2006 qui a donné lieu au prélèvement de lait de 236 vaches d'élevages proches de 93 usines et concernant 17 sociétés laitières. La teneur moyenne en, PCDD/PCDFs est de 0.33 pg TEQ/g de matières grasses (MG) contre 0.57 pg TEQ/g MG en 1998.

La contribution relative à l'exposition des différentes classes d'aliments s'est modifiée entre 1999 et 2005. On note que la tendance s'inverse entre les produits de la mer et les produits laitiers. Ces derniers étaient les principaux contributeurs en 1999, ils sont dépassés par les produits de la mer en

⁸ Temps de demi-vie : temps nécessaire pour que la concentration initiale d'un composé diminue de moitié.

2005. Cette inversion oppose plus généralement les produits terrestres (produits laitiers, produits carnés, œufs, végétaux) et les produits de la mer.

La réduction des émissions au début des années 2000 a donc eu davantage d'impact sur les produits terrestres. La source de dioxines et furanes pour les produits marins réside sans doute dans des réservoirs intermédiaires (sédiments) où ces produits ne sont pas dégradés.

Introduction aux études d'impacts sanitaires :

Les études sur les impacts sanitaires peuvent être de plusieurs ordres : études d'exposition, études épidémiologiques, et études d'évaluation des risques.

Les études d'exposition sont des études descriptives, réalisées à partir des résultats issus des études environnementales, ou par des mesures de biomarqueurs dans l'organisme (ou par les 2). Elles ont pour objectif de fournir des données sur l'exposition des individus à une substance donnée.

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 possibles. Elles nécessitent l'existence de registres de données de santé. Elles ne sont pas forcément très adaptées à l'étude d'un seul site, car nécessitent de nombreux individus pour avoir une bonne puissance statistique.

Les évaluations des risques sanitaires permettent souvent de répondre sur l'ensemble des risques liés à la présence d'un incinérateur (question souvent abordée au niveau local), et de prédire les risques pour des situations futures. En revanche, 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.

5.6.2 - L'évaluation des risques sanitaires des incinérateurs

Lors du montage du dossier ICPE de toute nouvelle installation, une modélisation de la dispersion des polluants émis et une évaluation des risques sanitaires (ERS) de la future UIOM est requise dans le dossier d'étude d'impact. Un guide méthodologique a été réalisé par l'ASTEE (Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement) en 2003 pour cette ERS.

En 1999, la Société Française de Santé Publique (SFSP) a publié une évaluation des risques sanitaires des émissions aériennes des UIOM. Les émissions des incinérateurs étaient alors beaucoup plus importantes que celles des installations d'aujourd'hui, les résultats ne sont donc pas valables pour la situation actuelle. Deux scénarios ont été étudiés, un scénario « approche moyenne » qui concerne les incinérateurs français de 1999 pour lesquels des données d'émissions étaient disponibles, et un scénario « raisonnablement pessimiste » (une installation dont les émissions de dioxines et furanes étaient de 38 ng TEQ/m³, avec des hypothèses pénalisantes). Les voies d'exposition considérées étaient l'inhalation et l'ingestion. Les polluants traceurs du risque étaient les suivants : dioxines et furanes, cadmium, plomb, mercure, et poussières.

Ce rapport conclue que la situation générale du risque en 1999 lié à l'incinération en France n'apparaît pas particulièrement préoccupante. En revanche, les risques sont plus élevés et préoccupants pour le scénario pessimiste. Les résultats de l'étude de l'Académie des Sciences aux USA en 1999 sont similaires.

En 2002, la Direction générale de la santé a mandaté l'Institut de veille sanitaire (InVS) pour identifier et proposer des études visant à améliorer les connaissances sur l'impact des rejets atmosphériques des incinérateurs d'ordures ménagères sur l'incidence des cancers et sur l'imprégnation biologique humaine par les dioxines et furanes.

En regard des questions posées et des connaissances déjà disponibles, il est apparu pertinent d'assigner les objectifs suivants aux études épidémiologiques prévues :

- estimer, chez les populations proches des incinérateurs, la part attribuable à cette source dans l'exposition globale aux dioxines et furanes et aux principaux autres polluants émis (métaux lourds et composés volatils notamment) ;
- apprécier la contribution relative des différentes voies d'exposition à ces polluants ; en effet, l'étude menée à Besançon et d'autres travaux épidémiologiques soulevaient la question du rôle de

la voie respiratoire alors que l'alimentation était considérée, pour les dioxines et furanes, comme la voie d'exposition quasi-exclusive ;

- caractériser les risques de survenue de cancers, et d'autres effets sanitaires potentiels, entraînés par l'exposition passée aux rejets des incinérateurs.

Pour éclairer ces différents points, l'InVS a rendu trois rapports en 2003. Le premier, rédigé avec l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (AFSSA), faisait une synthèse des connaissances sur l'exposition de la population aux dioxines et furanes et proposait le protocole d'une étude nationale d'imprégnation de la population par les dioxines et furanes autour des usines d'incinération. Le second, après avoir recensé et analysé les études épidémiologiques menées autour des incinérateurs, recommandait la conduite d'une étude à l'échelle nationale pour évaluer l'impact de l'exposition aux fumées d'incinérateurs sur l'incidence des cancers. Enfin, un guide méthodologique a été élaboré pour informer les acteurs locaux sur les enjeux de santé publique associés aux incinérateurs et les aider à analyser la situation autour de ces installations.

En 2003, l'INVS faisant le point sur les connaissances à date, concluait dans « Incinérateurs et santé », que « pour un incinérateur respectant les valeurs réglementaires actuelles, le risque pour les populations les plus exposées, hors travailleurs, est inférieur au seuil d'acceptabilité pris par les instances internationales (10^{-6}) ».

5.6.3 - Les études épidémiologiques

Faisant suite à plusieurs travaux épidémiologiques menés à l'étranger, l'équipe de JF Viel a publié en juillet 2000 une étude sur l'incinérateur de Besançon. Les auteurs concluaient à un excès de sarcomes des tissus mous et de lymphomes malins non hodgkiniens, entre 1980 et 1995, chez les riverains de cette usine ayant rejeté dans l'atmosphère des fumées dont la teneur en dioxines et furanes allait jusqu'à 16,3 ng I-TEQ/m³. Pour autant, un lien de causalité ne pouvait être établi entre l'observation de cas de cancer en excès et les quantités élevées de polluants émises.

Les deux études nationales ont été menées par l'INVS, avec l'AFSSA, les 1^{ers} résultats ont été publiés fin 2006, et les résultats définitifs en 2008 et 2009.

L'étude « Incidence des cancers à proximité des usines d'incinération d'ordures ménagères » a mis en évidence une augmentation faible mais significative du risque de plusieurs cancers, au cours de la décennie 1990-1999, en rapport avec l'exposition aux fumées émises par les incinérateurs pendant les années 1970-1980. Il s'agit du cancer du sein et des cancers toutes localisations confondues chez la femme, des lymphomes non hodgkiniens pour les deux sexes analysés ensemble et chez la femme, ainsi que des myélomes multiples chez l'homme. Cette étude, de type écologique, n'est pas en mesure de démontrer le caractère causal des relations observées, mais elle en accroît la plausibilité.

L'étude « Imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères » porte sur une exposition plus récente (années 1990-2005, donc des installations aux normes de 1991) que l'étude sur les cancers. Des prélèvements et mesures de dioxines et furanes ont été effectués sur plus de 1 000 personnes résidant à proximité de 7 UIOM ou dans des zones témoins. Cette étude souligne le rôle déterminant des produits de la pêche sur l'imprégnation aux dioxines. Elle a également montré que le fait de résider sous le panache d'un incinérateur d'ordures ménagères n'avait pas de répercussion sensible sur la concentration sérique de dioxines et furanes et qu'il n'y avait pas d'élément en faveur d'une exposition par inhalation. Seuls, les consommateurs de produits laitiers et d'œufs provenant d'animaux élevés dans l'aire de retombée au sol des émissions, les agriculteurs notamment, présentaient des concentrations sanguines de dioxines et furanes significativement plus élevées que les témoins non exposés à un incinérateur ; cette surexposition était observée en particulier dans le cas d'anciens incinérateurs, et donc hors normes de 1991 et ayant pollué dans le passé. Elle reste inférieure à celle des forts consommateurs de poisson.

En février 2009, l'INVS fait le point dans sa revue « Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire » sur les derniers travaux récents publiés en France autour de l'incinération, ainsi que sur une synthèse de l'OMS. L'INVS conclut que depuis la mise aux normes de 2002 « l'impact sanitaire des UIOM pourrait être suffisamment contrôlé pour que se pose la question de faire désormais porter l'effort de recherche sur d'autres sources de pollutions industrielles moins réglementées ».

6 - SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LE STOCKAGE DES DÉCHETS MÉNAGERS

6.1 - Résultats de la recherche

Les rapports concernant l'impact et les risques des installations de stockage des déchets ménagers français sont peu nombreux, et relativement récents :

- INERIS. Données disponibles pour l'évaluation des risques liés aux bioaérosols émis par les ISDMA. Décembre 2003.
- Institut de Veille Sanitaire (INVS). Stockage des déchets et santé publique. Mars 2005.
- Association Scientifique et Technique de l'Eau et de l'Environnement (ASTEE). 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. Février 2005.

Nous avons cherché à synthétiser ces données, et à les compléter par les travaux les plus récents que nous avons identifiés et qui n'avaient pas été pris en compte alors.

Notre travail est une synthèse bibliographique qui reflète les connaissances acquises en juin 2009.

Il faut néanmoins souligner la difficulté de comparer les centres de stockage d'un pays à un autre, et pour la France d'une époque à une autre (avant et après mise aux normes de 97). Les travaux portant exclusivement sur les centres de stockage français mis aux normes de 1997 sont très peu nombreux.

6.2 - La réglementation et la situation des 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 « 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 passive⁹ 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 active¹⁰ est assurée par une géomembrane (généralement en PEHD de 2 mm) surmontée d'une couche de drainage.

⁹ Une barrière de sécurité passive (BSP) peut être naturelle, sinon artificielle. Elle doit assurer l'étanchéité du sous-sol de la zone à exploiter.

¹⁰ La barrière de sécurité active (BSA) est artificielle, elle assure pour chaque casier son indépendance hydraulique, le drainage et la collecte des lixiviats et évite ainsi la sollicitation de la barrière de sécurité passive.

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).

D'une façon générale, les prescriptions d'implantation et d'exploitation sont d'autant plus contraignantes que le caractère dangereux des déchets est marqué.

Les déchets dangereux comprennent les déchets contenant des substances toxiques, cancérigènes, écotoxiques (les déchets industriels dits spéciaux entrent de fait dans cette catégorie). Ceux admis en centre de stockage, depuis 1994, sont solides et minéraux avec un potentiel polluant constitué de métaux lourds peu mobilisables. Ces déchets, au contenu organique limité, sont très peu réactifs, très peu évolutifs et très peu solubles dans la mesure où des contraintes sont imposées, pour leur acceptation au stockage, sur la fraction mobilisable par l'eau. Les déchets dangereux ne respectant pas, en l'état, ces caractéristiques sont, en fonction de leurs propriétés et de leur comportement à la lixiviation, soit dirigés vers d'autres filières d'élimination, soit soumis à un traitement de stabilisation pour respecter les seuils d'admission en stockage.

Les déchets ménagers et assimilés comprennent, selon l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 modifié, les déchets municipaux et les déchets industriels non dangereux. Ce sont des produits hétérogènes souvent biodégradables, combustibles...

Un déchet inerte est un déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante. Les déchets inertes ne se décomposent pas, ne brûlent pas, ne produisent aucune réaction physique ou chimique, ne sont pas biodégradables et ne détériorent pas d'autres matières avec lesquelles elles entrent en contact, d'une manière susceptible d'entraîner une pollution de l'environnement ou de nuire à la santé humaine. La production totale de lixiviats et la teneur des déchets en polluants ainsi que l'écotoxicité des lixiviats doivent être négligeables et, en particulier, ne doivent pas porter atteinte à la qualité des eaux de surface et/ou des eaux souterraines (Réf. : directive 1999/31/CE).

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.

En 2006, 48% des déchets ménagers et assimilés étaient traités par le stockage (Ademe).

Alors que les tonnages orientés en centre de stockage restent relativement stables d'une année sur l'autre, le nombre d'installations est globalement en diminution (303 installations totales en 2006, 399 sites de capacité supérieure à 3000 t/an recensés en 2000, contre 437 en 1999).

La quasi-totalité des nouvelles autorisations correspond en fait à des extensions ou des régularisations de sites existants.

6.3 - Les émissions des centres de stockage

Les centres de stockage de certains pays de l'OCDE, notamment des Etats-Unis et de Grande-Bretagne, sont (ou ont été) gérés avec le dispositif de "co-disposal", c'est-à-dire déchets ménagers et industriels dangereux mélangés. Les compositions de lixiviats et de biogaz relatives aux centres de stockage de ces pays, publiées dans les revues ou rapports scientifiques, doivent donc être utilisées avec prudence.

6.3.1 - Les rejets atmosphériques

6.3.1.1 - Les sources canalisées

- Le biogaz

Le biogaz est un sous produit de la dégradation de la matière organique fermentescible. Il doit être collecté par un réseau de canalisations de captage traversant le massif de déchets. Il peut ensuite être brûlé dans une torchère, utilisé dans une chaudière, une turbine ou un moteur pour sa valorisation énergétique, ou stocké et transféré pour un usage en dehors du site.

La majeure partie de la production du biogaz est produite durant les 10 premières années. On estime généralement la production de 120 à 150 m³ par tonne d'ordures ménagères [Christensen, Cossu, Stegmann, 1996 ; ADEME, avril 2000].

Le biogaz contribuait pour 17% aux émissions annuelles de méthane en France en 2007 (CITEPA 2009) (cette participation diminue progressivement avec l'application de la réglementation qui oblige à le capter).

Le biogaz contient principalement du méthane (CH₄) et du gaz carbonique (CO₂), mais aussi du CO, SO₂, HCl, HF, H₂S, des COV, des métaux, des poussières...

La liste des composés et des fourchettes de concentrations mesurées sont détaillées dans le rapport de l'INVS (2005) : <http://www.invs.sante.fr/publications/2005/dechets/pdf/2-1.pdf> (tableaux 1 à 9).

- Les torchères :

Les valeurs limites de rejets doivent être fixées par l'arrêté préfectoral.

Afin de mieux connaître ces émissions, le ministère chargé de l'Environnement, l'ADEME et le Syndicat National des Activités du Déchet (SNAD) ont confié à l'INERIS, dans la deuxième moitié des années quatre-vingt-dix, une étude portant sur la caractérisation des rejets dans l'atmosphère de trois torchères de biogaz de type différent installées sur des centres de stockage (INERIS, 1999). Selon cette étude, la variabilité de la composition des biogaz a un effet sur les mesures en produits soufrés

et halogénés émis à l'atmosphère après combustion. En effet, les torchères de deux des sites ne rejettent pas de produits soufrés, alors que la troisième rejetait 39 mg/Nm³ de SO₂ et jusqu'à 5 µg/Nm³ de H₂S. Les concentrations des émissions en HCl (acide chlorhydrique) et HF (acide fluorhydrique) varient respectivement de 1,8 à 11,7 mg/Nm³ et de 0,2 à 2,3 mg/Nm³. Enfin, les teneurs en dioxines et furanes (I-TEQ) varient de 3 à 19 pg/Nm³. Dans le cadre de ce travail, aucun autre polluant n'a été recherché.

Hormis cette étude, la recherche bibliographique a fait ressortir l'absence de publications concernant les émissions de polluants liées à la combustion du biogaz.

- Les chaudières

Il existe un texte réglementaire limitant les rejets atmosphériques, selon la puissance de la chaudière (arrêté du 20 juin 2002). Les composés listés dépendent de la puissance, ils contiennent des COV, des métaux, les poussières, SO₂, CO, HAP, NOx...

- Les moteurs et turbines

Un texte réglementaire limitant les rejets atmosphériques (arrêté du 11 août 1999) s'applique lorsque la somme des puissances thermiques est supérieure à 20 MWth.

6.3.1.2 - Les sources diffuses

Les polluants retenus sont identiques à ceux des sources canalisées d'après l'ASTEE.

- Les fuites de couverture et du réseau de biogaz peuvent être estimées à partir de différents modèles.

- La manutention des déchets entraîne diverses émissions :

- de poussières : Les flux de poussières peuvent être estimés.
- de COV : en revanche il n'existe pas de moyen d'estimer les flux massiques de COV pendant les opérations de déversement des déchets.

- Les travaux d'aménagement concernent tous les terrassements effectués sur le site. Lors de la réalisation du guide ASTEE, aucune référence scientifique ou technique permettant de quantifier les flux de poussières émis en fonction du volume de la masse de terre déplacée n'a été trouvée.

- Les gaz d'échappement produits lors des déplacements : la méthode COPERT III élaborée par l'Agence Européenne de l'Environnement est préférable pour les moteurs diesel > 3.5 t. Concernant les autres engins (terrassement, compactage), les données du constructeur devront être utilisées. Les engins à poste fixe (concasseur, broyeur), les seuls facteurs d'émission connus sont donnés par l'US EPA.

- La circulation sur le site génère des émissions de poussières du sol : l'US EPA propose un modèle de régression empirique.

- le traitement des lixiviats : les caractéristiques des émissions sont liées aux techniques de traitement mises en œuvre : traitements biologiques, physico-chimiques, procédés de concentration... Les sources peuvent donc être les bassins d'aération, les dispositifs d'évaporation, éventuellement les cuves de réaction ou bassins. Le plus souvent, le traitement des lixiviats est assuré dans une station d'épuration collective, urbaine ou industrielle. Aucune méthode précise n'est proposée dans le guide ASTEE pour évaluer ces émissions.

6.3.2 - Les émissions vers les eaux de surface et les eaux souterraines

Les lixiviats, appelés familièrement "jus de décharge", sont le résultat de la percolation des eaux de pluie au travers des déchets. Avec ce processus, les eaux se chargent mécaniquement et surtout chimiquement en substances minérales et organiques.

La production peut être estimée notamment en faisant un bilan hydrique du site. Les études disponibles montrent que leur composition varie sensiblement d'un site à un autre, et par la nature des déchets. Cette production est également variable suivant l'âge des déchets : 20 à 30% de la pluviométrie lors des 2 premières années, 7% les 10 années suivantes, et 0.2% ensuite.

Les auteurs relèvent classiquement quatre types de polluants (Pronost, 2000) :

- la matière organique dissoute ou en suspension, issue de la biomasse, exprimée généralement en demande chimique en oxygène ou DCO (les acides gras volatiles (AGV), les substances humiques et fulviques...);
- les micropolluants organiques (hydrocarbures, composés aromatiques...);
- les composés minéraux majeurs sous forme ionique (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ...) ainsi que d'autres composés tels que les borates, les sulfites...;
- les cations de métaux lourds à l'état de traces, sous forme majoritairement complexée par des ligands minéraux (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) ou organiques (macromolécules de type humique et fulvique).

Plusieurs études françaises donnent des résultats d'analyses de lixiviats bruts de centres de stockage d'ordures ménagères. La liste des composés et des fourchettes de concentrations mesurées sont détaillées dans le rapport de l'INVS (2005) : <http://www.invs.sante.fr/publications/2005/dechets/pdf/2-1.pdf> (tableaux 11 à 15).

Le confinement des lixiviats est assuré par l'étanchéité du site. La structure multicouche sous jacente est constituée d'une barrière passive (matériaux d'une perméabilité $< 10^{-6}$ m/s) et d'une barrière active (géomembrane).

Des infiltrations sont possibles, 3 types de problèmes peuvent être rencontrés :

- Défauts des membranes (perforations, déchirures...)
- Altération des membranes soumises à certaines conditions physico-chimiques
- Colmatage des systèmes de drainage, pouvant impliquer l'impossibilité de contrôle des flux de lixiviats.

Ces infiltrations peuvent être quantifiées (recommandations du BRGM, cf guide ASTEE).

6.3.3 - Les micro-organismes

Les déchets de soins et assimilés à risque infectieux sont interdits sur les ISDMA, mais les micro-organismes sont malgré tout présents dans les ordures ménagères, dans le biogaz (surtout des bactéries), au dessus des alvéoles en exploitation (champignons, bactéries), dans l'atmosphère (Hours et al., 2003) et dans les lixiviats (bactéries) (Sillet, 2001). L'INERIS (2003) a dénombré 4 études portant sur ce sujet.

Dans l'ambiance des sites, on retrouve des concentrations de l'ordre de 10^{-3} - 10^{-4} UFC/m³ en champignons. Les alvéoles en cours d'exploitation sont caractérisées par la présence dominante de bactéries à gram positif et de levures *Aspergillus* et *Penicillium*. Le biogaz est plutôt caractérisé par la présence de bactéries à gram négatif et de levures classiques de l'environnement extérieur. La production d'endotoxines par les bactéries à gram négatif est généralement faible.

L'INERIS conclut dans sa synthèse bibliographique (2003) : « le risque sanitaire lié aux bioaérosols émis par les centres de stockage est jugé faible pour les riverains et la zone protectrice de 200 m prévue par la réglementation est estimée suffisante dans la majorité des situations ». L'INERIS recommande également de compléter l'état des connaissances sur les pics d'émission et les niveaux en bactéries à gram positif sporulantes et en champignons en conditions météorologiques particulières.

Les VTR pour les classes de micro-organismes sont quasi-inexistantes. De plus, les coûts des analyses, les connaissances sur la modélisation de la dispersion des micro-organismes, des capacités de survie, l'absence de relation dose-réponse pour l'inhalation, et les effets non infectieux rendent difficile l'évaluation des risques. L'ASTEE recommande de ne pas traiter cet aspect lors de la réalisation de l'évaluation des risques sanitaires de ces installations, en raison de l'état des connaissances actuelles.

6.4 - Impact environnemental

De nombreuses études ont été publiées sur les expositions et les impacts, très peu issues de travaux menés en France. Comme souligné précédemment, la gestion des déchets dans les autres pays ne se fait pas suivant les mêmes modalités qu'en France. Beaucoup de ces études portent sur des installations de déchets dangereux, ou des mélanges de déchets ménagers et dangereux. La comparaison est donc délicate.

6.4.1.1 - Cas particulier des nuisances olfactives

Les odeurs émises par les ISDMA sont une préoccupation majeure pour les riverains et figurent parmi les gênes notoires relevées par les habitants. Le déversement des déchets, les alvéoles en exploitation, les bassins de collecte des lixiviats et le biogaz non capté (notamment H₂S, composés organiques sulfurés, mercaptans) sont autant de sources potentielles de nuisances olfactives sur le site et à son voisinage. Ces nuisances olfactives ont une importance considérable dans la perception des risques sanitaires liés à la situation de se "sentir exposé", avec comme possibles répercussions des troubles identiques à ceux observés chez des personnes en situation de stress, à savoir des troubles psychiques (dépression, agressivité...) et somatiques (gorge sèche, immuno-dépression, nausées...).

En dehors des propriétés toxiques des substances odorantes, l'évaluation des risques sanitaires ne permet pas encore d'évaluer objectivement les effets des odeurs. Les troubles de nature psychique tels que la gêne, l'agressivité ou la dépression sont des effets difficiles à évaluer collectivement car ce sont des symptômes à causes multiples dans lesquelles rentrent pour une part variable des facteurs individuels. L'importance des fluctuations interindividuelles est telle que la recherche d'un " seuil d'effet universel " semble aujourd'hui illusoire.

Toutefois, l'évaluation des risques sanitaires peut, sur le plan qualitatif, tenter de répondre à la question de savoir si des effets toxiques peuvent être provoqués par les odeurs chroniques détectées aux alentours des installations. Autrement dit, est-ce que les substances qui composent l'odeur voire même, celles qui l'accompagnent, peuvent être à l'origine d'effets toxiques chez l'homme ?

Une comparaison entre les seuils de détection olfactive et les valeurs toxicologiques de références (VTR) peut apporter des éléments de réponse. Cette comparaison ne peut concerner que les substances odorantes dont les relations dose-effet sont connues. Le premier représente une concentration atmosphérique à partir de laquelle la substance est détectée par l'épithélium olfactif humain. La seconde représente la concentration atmosphérique à partir de laquelle un effet toxique est susceptible de survenir. Si le seuil de détection olfactive est supérieur à la VTR, les effets toxiques peuvent survenir avant que la présence de la substance ne soit détectée. Sinon, la présence de la substance est théoriquement détectée avant qu'elle ne puisse avoir des effets toxiques.

Toutefois, l'intensité olfactive n'est pas une fonction linéaire de la concentration atmosphérique du produit mais évolue selon une fonction logarithmique. En d'autres termes, pour doubler l'intensité de l'odeur il faut multiplier par dix la concentration atmosphérique. La prudence est d'autant plus justifiée que de nombreux facteurs peuvent modifier la perception olfactive : notamment l'état de vigilance (la somnolence peut multiplier par 100 le seuil de perception olfactive), l'accoutumance élève considérablement le seuil de détection, les effets de masque (une odeur peut en cacher une autre), la température atmosphérique, les altérations dues à des pathologies.

Il n'y a donc pas de liens systématiques entre la perception d'une odeur et un risque sanitaire (une substance peut sentir et ne pas présenter de risque au seuil de perception olfactive ou présenter un risque sanitaire avant d'être perçue voire présenter un risque sanitaire lorsque l'on ne la sent plus).

6.4.1.2 - Les études françaises de sites de stockage de déchets ménagers

- Hours et al. (2001) :

Dans cette étude menée dans deux sites de stockage, coordonnée par le Réseau Santé Déchets (RSD), des prélèvements ont été effectués au niveau des postes de travail, en ambiance générale, en amont des sites et au niveau des 1^{ères} habitations, et les composés suivants ont été analysés

dans l'air : benzène, tri et tétra-chloroéthylène, acétone, éthanol, HAP, formaldéhyde, poussières alvéolaires, métaux, bactéries, champignons, endotoxines...

Pour les HAP, benzène, acétone, formaldéhyde, métaux autre que manganèse (Mn), les valeurs sont en dessous ou équivalentes à ce que l'on mesure habituellement en zone urbaine.

Des niveaux parfois très élevés en poussières totales (mais faibles pour les poussières alvéolaires) ont été mesurées (parfois supérieures aux valeurs guides de l'OMS). Les concentrations en chrome, nickel et surtout manganèse peuvent dépasser les niveaux observés en zone urbaine. Les teneurs en micro-organismes sont élevées soit 100 à 1000 fois ce que l'on retrouve en environnement classique, parfois même à l'extérieur du site.

Les concentrations aux postes de travail dans les 2 sites sont inférieures pour tous les polluants mesurés aux valeurs moyennes d'exposition (VME) retenues en France comme valeurs limites d'exposition pour l'environnement de travail (VLEP).

Cette étude ouvre sur des questions qu'il faudrait pouvoir approfondir, en particulier l'impact sanitaire des micro-organismes. Il semblerait que ce soit un des projets de recherche en cours financés par l'association RECORD.

- Khatabi et al (2001) :

Dans le cadre de l'étude de l'impact du lixiviat de la décharge d'Etueffont (Belfort, France), préalablement traité par lagunage naturel, sur un ruisseau récepteur voisin, l'évolution spatiale du pH, eH, O₂, NO₃⁻, Cl⁻, DCO et de l'abondance bactérienne ont été suivis de l'amont jusqu'à l'aval (500 m). Le rejet des lixiviats provoque une augmentation des teneurs en chlorures, nitrates, matières organiques et une diminution des teneurs en oxygène dissous. Ces phénomènes s'inversent en aval (à 500 m de la zone d'influence). Le ruisseau retrouve, par le biais d'une auto-épuration naturelle, sa composition physico-chimique initiale. La densité bactérienne augmente de l'amont à l'aval, et sa distribution spatiale semble indépendante du rejet. Il semble que la pollution engendrée par le lixiviat dans le ruisseau ne dépasse pas son pouvoir auto-épuratoire. Ce genre d'analyses mériterait d'être effectué dans d'autres sites pour être réellement représentatif.

- Ponthieu et al (2007) :

Les auteurs se sont intéressés à la spéciation de l'étain et de l'arsenic dans le lixiviat et le biogaz d'un ISDMA. Plusieurs espèces arséniées ont été mesurées dans le lixiviat, dont As III, qui est une espèce toxique mais minoritaire, les espèces méthylées moins toxiques étant plus abondantes. Ces dernières ont également été rencontrées dans le biogaz. Ce travail met en évidence l'importance de la spéciation des métaux et métalloïdes dans les effluents des ISDMA. En effet, au sein du massif, toutes les conditions sont réunies pour favoriser la formation et/ou le transfert des composés organométalliques. Là encore, ce type d'étude mériterait d'être effectué dans d'autres sites.

6.4.1.3 - Les données internationales

Les études portant sur l'évaluation de l'impact des décharges sur l'environnement sont peu nombreuses, au regard des études sur les impacts et les risques sanitaires. **Le type de déchets stockés n'étant pas toujours précisé, les résultats ne sont pas forcément représentatifs de la situation française.**

Sur la cinquantaine de publications retenues, 18 ont étudié les impacts environnementaux, parmi lesquelles 6 concernent des centres de stockage d'ordures ménagères.

Parmi ces 6 études, des dangers sont mis en évidence au niveau des lixiviats (Rutherford et al., 2000 ; Yamamoto et al., 2001 ; Schrab et al., 1993), de la nappe et des eaux souterraines (Eganhouse et al., 2001 ; Mor et al., 2006) ainsi qu'au niveau atmosphérique (Kirivanta et al., 1999).

6.5 - Exposition des populations riveraines et des travailleurs

Les biomarqueurs d'exposition traduisent l'exposition interne des sujets (par exemple mesures dans le sang, l'urine, les cheveux...). Les biomarqueurs d'effets vont mettre en évidence des effets (cellulaires, immunologiques, neurologiques...).

De nombreuses études concernent des indicateurs biologiques d'exposition de travailleurs, notamment du secteur des déchets dangereux. Les études concernant les travailleurs et correspondant à la situation française sont rares.

La seule étude française est celle coordonnée par le Réseau Santé Déchets (Hours 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 cutané-muqueux, est observée chez les salariés sans qu'il y ait perturbation de la fonction respiratoire. Aucun trouble clinique n'est mis en évidence. 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 été étudiée.

Les employés de la décharge de New York présentent plus de symptômes d'ordre dermatologique, neurologique, respiratoire et des maux de gorge (Gelberg 1997).

6.6 - Les risques sanitaires des centres de stockage

Les nuisances olfactives représentent un motif majeur de plaintes des riverains, cependant il n'existe pas toujours de lien direct entre le caractère odorant et le potentiel toxique d'une émission. Dans ce chapitre, seront considérés uniquement les aspects liés aux risques sanitaires des substances, et non leur caractère olfactif.

6.6.1 - L'évaluation des risques sanitaires

Une évaluation des risques sanitaires a été réalisée en 2005 par l'Institut de Veille Sanitaire (InVS).

Pour encadrer l'amplitude éventuelle des risques, deux types de sites de classe II ont été considérés :

- une décharge de type B correspondant à une ancienne décharge, sans captage de biogaz, ni traitement des lixiviats,
- un site de type C3 correspondant à une installation conforme à la réglementation de 1991, avec couverture des casiers comblés, compactage des déchets, drainage et traitement des lixiviats, captage et destruction du biogaz.

Les voies d'exposition considérées étaient les suivantes :

- inhalation de polluants sous forme gazeuse, de polluants adsorbés sur les poussières, et de vapeur d'eau polluée,
- ingestion d'aliments d'origine végétale et/ou animale contaminés, et ingestion d'eau polluée.

L'absorption cutanée, l'ingestion directe de sol, de chair ou de végétaux aquatiques ont été écartés.

L'évaluation des risques porte sur une population adulte riveraine.

Les données d'émissions sont uniquement issues du paysage français, excepté les concentrations en polluants organiques dans les lixiviats non disponibles sur les sites français. Des données internationales ont donc été utilisées.

Deux scénarios ont été envisagés : un scénario « moyen » où la moyenne des concentrations est retenue, et un scénario « haut » où la concentration maximale est retenue. La modélisation de la dispersion a été réalisée avec l'hypothèse d'une torçhère sur le site.

Environ 40 substances ont été considérées, mais le risque n'a pu être caractérisé que sur la moitié d'entre elles. Les raisons sont les suivantes : soit les informations toxicologiques faisaient défaut, soit l'exposition n'a pu être estimée, soit parce que l'ensemble de ces informations n'était pas accessible.

Les résultats sont les suivants :

1. Risques par ingestion :

Pour les sites de type C3, dans le cadre du scénario d'exposition « haut », le seul excès de risque de cancer significatif lié à l'ingestion d'eau de boisson apparaît être engendré par l'arsenic.

Pour les centres de stockage de type B, toujours dans le cas du scénario « haut », d'autres substances se révèlent problématiques : l'arsenic, le B(a)P et le 1,2dichloroéthane pour les effets sans seuil, et le cadmium, chrome VI et l'arsenic pour les effets à seuil.

Dans le cas du scénario moyen, quel que soit le type de site et la substance, aucun risque significatif n'est identifié.

L'évaluation des risques des substances organiques pouvant être présentes dans les lixiviats, issue de concentrations internationales, montre que des substances comme le chlorure de vinyle et le 1,1,2trichloroéthane conduisent à des excès de risques non négligeables dans le cas des scénarios « moyen » et « haut », ainsi que le benzène dans le cas du scénario « haut ». Ceci ne permet pas de conclure pour les sites français, mais souligne la nécessité de disposer de mesures nationales pour ce type de substances.

2. Risques par inhalation :

Les ratios de danger montre que l'hydrogène sulfuré (H₂S) est le polluant le plus préoccupant sur tous les sites (et quel que soit le scénario pour les sites B 10 ha). Certains métaux présents dans les émissions gazeuses et dans les fumées de combustion du biogaz peuvent se retrouver à des concentrations proches ou égales aux niveaux repères, comme le cadmium, le manganèse, et le chrome VI. Ces résultats sont, d'après l'InVS, à mettre en regard d'un nombre de données restreint.

L'INVS souligne la difficulté d'interprétation de ces résultats, notamment en raison des nombreuses hypothèses, et met en évidence des contradictions entre certaines estimations de concentrations.

L'INVS a également cherché à évaluer les risques reprotoxiques, en raison des nombreuses études dans la littérature internationale portant sur le sujet. L'InVS indique que la plupart des substances considérées entraînent des effets sur la reproduction et/ou le développement embryo-fœtal. Mais seules quelques unes disposent de VTR spécifique pour les effets reprotoxiques. La caractérisation du risque réalisée révèle qu'aucune des substances ne présente un ratio de danger supérieur à 1. L'INVS conclut que prises séparément aucune des expositions à ces composés ne laisse envisager la survenue d'effets reprotoxiques.

Au regard de cette étude, l'Institut de Veille Sanitaire conclut que la situation générale liée au stockage des déchets en France aujourd'hui, n'apparaît pas particulièrement préoccupante, sous réserve de la validité des scénarios retenus. Cependant les résultats suggèrent aussi que des riverains pourraient souffrir des effets irritatifs de certains gaz (notamment H₂S) et/ou de nuisances olfactives. Une amélioration des conditions de la surveillance environnementale est également nécessaire.

Il est à noter que les risques n'ont pas été caractérisés pour les enfants dans l'étude InVS, ceci est une lacune à combler.

6.6.2 - Les études épidémiologiques

Ces études concernent la plupart du temps la population générale, les travailleurs d'un ou plusieurs sites ne permettant pas d'avoir un nombre d'individus suffisant pour pouvoir les réaliser.

Environ 25 études ont été retenues (dont 5 synthèses), et aucune ne concerne des centres de stockage de déchets ménagers. Le manque de mesures directes de l'exposition et les erreurs de classement de l'exposition qui en résultent affectent la plupart des études. Dans certains cas, des excès de risques faibles sont mis en évidence. Il n'est pas certain que les outils épidémiologiques soient adéquats. La plupart des auteurs insistent sur le fait qu'il faut mieux caractériser les émissions des installations et les expositions des riverains.

7 - SYNTHÈSE DES CONNAISSANCES SUR LA MÉTHANISATION DES DÉCHETS MÉNAGERS

7.1 - Résultats de la recherche

Les rapports concernant le procédé de méthanisation sont peu nombreux, et les parties concernant les émissions, les impacts et les risques de la méthanisation des déchets ménagers souvent limitées.

- Programme Ademe-Santé-Déchets. Les aspects sanitaires liés à la méthanisation des déchets et sous-produits organiques en bioréacteur. Solagro – ARM – ENVY – ENSAT (1998),
- ADEME. 1998. Etat des connaissances sur le devenir des germes pathogènes et des micropolluants au cours de la méthanisation des déchets et sous-produits organiques.
- Méthanisation des déchets organiques. Etude bibliographique. RECORD 01-0408/1A fev 2003.
- Quelle place pour la méthanisation des déchets organiques en Ile-de-France ? ORDIF rapport juillet 2003.
- Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances. Mallard et al. Ademe/Cemagref – INRA – Ecobilan – ENSIACET – CreeD – Anjou Recherche – Orval. 2005.
- Vade-mecum du porteur de projet de méthanisation des déchets des collectivités. ASTEE 2006. TSM n°4
- Emissions liées au compostage, à la méthanisation et au stockage des déchets ménagers. Pascal Mallard, Cemagref Rennes, février 2006 (journée ASTEE « Qualité de l'air »).
- OFEV, OFEN, OFAG, AWEL. 2007. Compost et digestat en suisse. 124 p. http://orgprints.org/13336/1/kopper-fuchs-2007-compost-bafu4307_fr.pdf
- Etude des risques liés à l'exploitation des méthaniseurs agricoles. Rapport n°DRA-07-88414-10586B. INERIS janv 2008.
- AFSSET. Risques sanitaires du biogaz. Evaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel. Octobre 2008.

Sur les bases de données bibliographiques, on ne trouve presque aucun article concernant les impacts et risques sanitaires de la méthanisation ou des digesteurs (6 articles, dont certains qui ne sont pas directement sur le sujet qui nous intéresse).

Notre travail est une synthèse qui reflète les connaissances acquises en septembre 2009.

7.2 - La méthanisation : principe et détails du parc européen

Principe de la méthanisation :

La méthanisation (encore appelée digestion anaérobie) est une technologie basée sur la dégradation par des micro-organismes de la matière organique, en conditions contrôlées et en l'absence d'oxygène (réaction en milieu anaérobie, contrairement au compostage qui est une réaction aérobie).

La fermentation anaérobie se décompose en 4 phases : hydrolyse, acidogénèse, acétogénèse et méthanogénèse.

Cette dégradation aboutit à la production :

- d'un produit humide riche en matière organique partiellement stabilisée appelé digestat. Il est généralement envisagé le retour au sol du digestat après éventuellement une phase de maturation par compostage.
- de biogaz, mélange gazeux saturé en eau à la sortie du digesteur et composé d'environ 50% à 70% de méthane (CH₄), de 20% à 50% de gaz carbonique (CO₂) et de quelques gaz traces (NH₃, N₂, H₂S)
- de rejets liquides, dont la proportion varie de 0% (lorsqu'ils sont intégralement récupérés et réinjectés) à 40% suivant les procédés choisis.

Les déchets méthanisés peuvent être d'origine :

- agro-industrielle : abattoirs, caves vinicoles, laiteries, fromageries, ou autres industries agro-alimentaires, industries chimiques et pharmaceutiques, etc ...
- agricole : déjections animales, résidus de récolte (pailles, spathes de maïs ...), eaux de salle de traite, etc ...
- municipale : tontes de gazon, fraction fermentescible des ordures ménagères, boues et graisses de station d'épuration, matières de vidange, etc ...

Plusieurs filières de valorisation du biogaz sont largement développées comme la production de chaleur, d'électricité, ou le transport du biogaz vers un consommateur proche (industriels, tertiaire, chaufferies collectives...). Certaines filières, en revanche, sont encore émergentes, comme la production de carburant pour véhicules, la production de gaz naturel pour injection sur le réseau public de distribution, et la production de froid.

Pour permettre une optimisation de son utilisation, le digestat issu de la méthanisation doit suivre une phase de post-traitement aérobie (maturation aérobie) dont l'objectif est de poursuivre l'évolution de la matière organique afin d'obtenir un produit plus élaboré.

Un épandage direct du digestat est possible en respectant la procédure des plans d'épandage qui considère ensemble les caractéristiques du produit à épandre, celle du sol récepteur et la quantité apportée qui doivent toutes satisfaire certains seuils.

Si le digestat subit une phase de maturation par compostage, il peut selon sa composition (critères agronomiques et d'innocuité) satisfaire les prescriptions envisagées par la norme NFU 44-051 d'avril 2006 (et la norme NF U 44-095 sur les composts de matières issues du traitement des eaux, comme les boues urbaines) et être alors considéré comme un amendement organique. Le digestat devient alors statutairement un produit, au même titre que tout autre produit cédé ou commercialisé.

Si la Suisse considère les effluents liquides produits lors de la méthanisation des biodéchets comme un engrais utilisable en agriculture biologique, la valorisation n'est pas systématique et dépend de la réglementation et des débouchés locaux.

La méthanisation est un traitement fréquent et performant pour de nombreux autres déchets que les ordures ménagères : épuration des eaux usées de nombreuses industries (papier, agroalimentaire, chimie...), déjections des animaux d'élevage (lisier, fumier, fientes...), boues des stations d'épuration...

L'Europe a largement contribué au développement de la digestion anaérobie (apparition à Amiens en 1988, et en Italie). Depuis 2001, le rythme de construction des méthaniseurs a augmenté, ainsi que la taille des unités. En 2006, environ 70% des unités du parc méthanisaient des biodéchets alors que le ratio était de 25% pour les ordures ménagères résiduelles. Le parc se caractérise par un nombre élevé d'installations de biodéchets de petite taille. Au niveau géographique, l'Allemagne concentre plus de 40% des unités, suivie par la Suisse (15%) mais uniquement sur les biodéchets. Il existe au Royaume Uni et au Danemark, des unités de grande capacité (> 130 000 t/an). Les plus grosses unités de méthanisation d'ordures ménagères en fonctionnement sont très récentes, et localisées en Espagne (3 unités), aux Pays Bas (2), en Allemagne (1) et en France (6).

Les unités françaises traitant des ordures ménagères sont encore peu nombreuses, et récentes. Au 1^{er} janvier 2009, 6 villes de France sont concernées : Amiens, Varennes-Jarcy, Le Robert, Calais, Montpellier, Lille, et 9 projets sont en construction.

Réglementation

Les installations de méthanisation qui traitent des déchets ménagers relèvent de la loi du 19/7/76 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement, rubrique 322 b relative au traitement des ordures ménagères et autres résidus urbains. Ces installations sont soumises à autorisation.

7.3 - Les émissions de la méthanisation d'ordures ménagères

Les unités de traitement présentent bien sûr les impacts environnementaux traditionnels sur le paysage, la circulation des véhicules, le dégagement de fumées liées à la torchère...

Les émissions peuvent provenir des différentes étapes du procédé :

- Pré-traitement des déchets,
- Phase de méthanisation, qui produit essentiellement biogaz et eaux résiduaires,
- Post-traitement du digestat (maturation ou compostage qui produit compost et eaux résiduaires).

Caractéristiques des produits :

- Substrat :

De nombreuses matières peuvent faire office de substrat ou co-substrat, et leur composition n'a pas été étudiée. En conséquence, la composition chimique du biogaz et des digestats varie beaucoup en fonction des substances introduites.

- Biogaz :

Il est composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone, dont la proportion varie en fonction de la nature du déchet et des conditions opératoires.

La production de biogaz dans les installations de méthanisation d'ordures ménagères est comprise entre 100 et 150 m³/t entrante.

Le tableau suivant indique les ordres de grandeurs des principaux constituants du biogaz issu de la méthanisation :

constituants	Teneur (%)
CH ₄	50 à 75
CO ₂	25 à 45
H ₂ S	< 1
N ₂	0 à 6
H ₂	< 1
O ₂	< 2
COV	Variable suivant entrants
H ₂ O	Variable (dépend de température)

Tableau 4 : Teneurs des principaux constituants du biogaz.

Les composés majeurs constituant le biogaz sont donc le méthane, le dioxyde de carbone, l'eau, l'hydrogène sulfuré, l'oxygène et l'azote.

D'autres substances sont formées à l'état de traces (moins de 5% en volume) : des acides gras volatils, des composés azotés, soufrés, des alcools, aldéhydes, cétones, acides organiques, composés aromatiques et alcanes.

Etant donné la volatilité des solutions ammoniacales, il est envisageable d'en retrouver dans le biogaz. Néanmoins aucune source n'en fait état. Il serait intéressant de valider cela par des mesures in situ.

Malgré cela, dans la référence Couturier, 2000, l'auteur souligne le fait que la nécessité de travailler en réacteur fermé supprime toute émission de poussières et d'aérosols dans l'air ambiant au cours de la phase active de fermentation. Les composants odorants contenus dans le biogaz sont détruits lors de la combustion (transformation des composés soufrés en SO_2). En sortie des digesteurs, l'ammoniac résiduel, qui peut générer des nuisances olfactives, est éliminé si nécessaire (traitement de l'air vicié par des biofiltres).

Il peut exister aussi d'autres sources d'émissions gazeuses lors de la digestion anaérobie, générées lors de la livraison et du prétraitement des déchets. Les effluents gazeux sont dans ce cas lavés et traités (charbon actif par ex.).

Lors de l'étude AFSSET/INERIS (fin 2008), 3 études fournissant des données de composition de biogaz issus d'usines de méthanisation des ordures ménagères et déchets banals (Culhs, 2001; IEA, 2007; Usine IDEX Environnement, 2004) étaient répertoriées (cf tableaux de composition en Annexe 1).

La combustion de biogaz en torchère (ce n'est pas une voie de valorisation, elle est utilisée comme un moyen de sécurité par rapport au risque d'explosion, donc de façon ponctuelle) ou dans un moteur (cas de la valorisation électrique) peut entraîner l'émission de nouveaux composés dans l'atmosphère. Les informations sur ces émissions sont ponctuelles et ne permettent pas de fournir une valeur moyenne sur les quantités ou la composition des produits. Des données concernant les émissions de torchères de centres de stockage d'ordures ménagères existent (cf chapitre précédent) mais les compositions des biogaz étant différentes, ces données ne peuvent pas être extrapolées.

- Digestat ou méthacompost :

Le digestat est constitué des déchets « digérés », qui contiennent les matières qui n'ont pas été transformées en biogaz : bactéries excédentaires, matières organiques non dégradées, matières minéralisées. C'est un produit potentiellement valorisable, sous forme brut ou après traitement (déshydratation, compostage...).

Le digestat fait souvent l'objet d'un pressage, en vue d'un traitement séparé des jus et de la fraction solide.

La composition varie en fonction des entrants mais aussi des conditions opératoires du méthaniseur. L'INERIS précisait en janvier 2008, l'absence de données sur les profils physico-chimiques des digestats, ou sur les effluents gazeux qu'ils émettent potentiellement. Ceux-ci restent sans doute à caractériser.

L'étude des composts et digestats en suisses (OFEV, OFEN, OFAG, AWEL, 2007) apporte des informations sur les teneurs en micropolluants organiques (HAP, PCB, PCB-DL, retardateurs de flamme bromés, composés alkylés perfluorés (PFA), produits phytosanitaires (PPS), phtalates, paraffines chlorées...) de certains digestats de déchets urbains.

La teneur de la plupart des composés était de l'ordre du μg par kg de matière sèche (MS), ce qui est plus élevé que le bruit de fond mesuré dans les sols. Les teneurs les plus importantes ont été observées pour les HAP (600 à 12'470 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de MS), un quart des échantillons dépassant la valeur indicative applicable au compost selon l'ORRChim (loi fédérale Suisse, Ordonnance sur la réduction des risques liés aux produits chimiques, 2005) (4000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ MS).

Le digestat tend à présenter des teneurs en micropolluants organiques supérieures à celles du compost, à l'exception des PCB, des PCDD/PCDF et des PFA.

- Jus excédentaires

La composition typique des effluents issus de la fermentation anaérobie de biodéchets ménagers a été étudiée (Graja 2002, Brula et al. 1995). Les effluents se caractérisent pas une forte charge organique et en azote (azote organique et ammonium).

L'étude des composts suisses (2007) montre des concentrations généralement plus élevées dans le jus de pressage que dans le digestat, sauf pour les PCB et certains retardateurs de flamme bromés.

Le devenir de ces jus varie suivant le type d'installation et les pratiques. Le plus souvent les jus excédentaires non recyclés subiront sur site une centrifugation ou un traitement avant rejet en station d'épuration.

7.4 - Les impacts et les risques de la méthanisation d'ordures ménagères

Dans ce paragraphe, nous ne nous intéresserons pas aux risques aigus (par exemple risques d'incendie ou d'explosion, liés au stockage du méthane), mais aux risques chroniques.

7.4.1 - Les odeurs

Le cas des odeurs est un peu particulier, car elles sont considérées au même titre que le bruit, comme des nuisances.

Les unités de méthanisation transforment la matière organique dans des réacteurs fermés, et ne doivent logiquement pas générer d'odeurs. Celles-ci sont liées à la manipulation des déchets, et au traitement/compostage de la matière résiduelle issue du méthaniseur.

De nombreux composés chimiques susceptibles d'être contenus dans le biogaz brut comportent un caractère odorant marqué : dérivés soufrés tels qu'hydrogène sulfuré, mercaptans, terpènes, amines et ammoniac, aldéhydes et cétones, alcools et esters...

De Baer (1999) rapporte une étude de De Bo (1997) qui montre que le compostage aérobie présente plus de nuisances dans ce domaine que le compostage des résidus anaérobies. La digestion anaérobie permet d'éliminer de nombreux COV. Les émissions d'alcools, cétones, terpènes, esters, mercaptans, aldéhydes, ethers, COV totaux et ammoniac provenant de déchets fermentescibles par les procédés de compostage et méthanisation ont été mesurées et comparées. Les émissions provenant du compostage sont 1.6 (ammoniac) et 17 666 (esters) fois supérieures à celles de la méthanisation.

Sur les odeurs de façon générale, et comme ce qui est déjà indiqué au § 6.4.1.1 du présent rapport, il n'y a pas de liens systématiques entre la perception d'une odeur et un risque sanitaire (une substance peut sentir et ne pas présenter de risque au seuil de perception olfactive ou présenter un risque sanitaire avant d'être perçue voire présenter un risque sanitaire lorsque l'on ne la sent plus).

Bien entendu il existe des moyens de prévention de ces odeurs, et de traitement par voie biologique ou physico-chimique. Au bilan, le risque odeurs n'est pas lié stricto-sensu à la méthanisation.

7.4.2 - Risques liés aux émissions de biogaz dans l'air

Bien que tout le biogaz soit en principe entièrement capté dans les réseaux des installations, nous avons pu relever quelques cas qui mettent en évidence des émissions gazeuses, provenant de la combustion du biogaz au niveau de la torchère (utilisé en mode secours), son oxydation thermique lorsqu'il est brûlé dans des moteurs, les émissions au niveau du digestat en phase de maturation.

Des études existent, qui ne concernent pas directement des méthaniseurs de déchets ménagers.

L'INERIS a réalisé une étude sur la réhabilitation et le réaménagement d'un site de stockage en phase de post-exploitation d'une décharge. Un scénario d'exposition aux émanations gazeuses a été élaboré en vue de tester des hypothèses concernant des concentrations moyennes raisonnablement majorantes de composés organiques volatiles non méthaniques du biogaz susceptibles de générer des risques chroniques pour la voie inhalation.

Cette étude a été réalisée à partir de la sélection de 6 composés : le chlorure de vinyle, le 1,2 dichloroéthane, le benzène, l'hydrogène sulfuré, le formaldéhyde et l'acétaldéhyde. Elle démontre qu'une production résiduelle inférieure à 50 m³/h de biogaz générée sur une surface de 1 ha ne conduit pas à des risques inacceptables pour les effets à seuil et sans seuil des 6 composés étudiés. Il demeure néanmoins que des nuisances olfactives pourront être ressenties dans le cas de la persistance de teneur moyenne de composés malodorants dans le biogaz (50 ppmv pour H₂S).

L'INERIS a également proposé une méthode d'analyse des risques biologiques à l'attention du Ministère de l'Environnement en 2001 (MATE). Parmi les données nécessaires pour l'application de cette méthode (épidémiologie, pathogénicité, écologie microbienne, microbiologie prédictive et analytique), les seules données disponibles étaient les compositions en particules des biogaz, issues d'une étude de Moletta (2005). Les biogaz de 5 sources différentes ont été analysés, dont ceux de digesteurs de biodéchets et de déchets agricoles, et de centre d'enfouissement technique, mais pas de digesteurs de déchets ménagers. Les principales conclusions issues de cette étude sont :

- qu'il existe une flore microbienne au sein du biogaz,
- que cette flore semble dépendre à la fois de la flore du contenu du digesteur et de la flore des déchets apportés.

La quantité de bactéries dans le biogaz varie peu, environ 10⁷ bactéries/m³. Elle est de 10¹⁸ bactéries/m³ dans le digesteur. L'analyse révèle une très grande diversité d'« espèces » : 208 ont été identifiées parmi les 6 échantillons de biogaz analysés. Certaines de ces « espèces » sont totalement inconnues. La majorité des bactéries transportées par le biogaz sont des espèces minoritaires dans les bioréacteurs comme par exemple les espèces aérobies.

Enfin, comme nous l'avons précisé précédemment dans le cadre des centres de stockage, l'évaluation des risques microbiologiques n'est pas réalisable à ce jour, en raison notamment de l'absence de VTR pour la plupart des microorganismes.

Un groupe de travail piloté par l'AFSSET, auquel participait également l'INERIS, a mené une « Evaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de distribution de gaz naturel » (2008). Les biogaz considérés étaient le biogaz brut issu du stockage de déchets ménagers et assimilés, et le biogaz issu de la méthanisation de déchets ménagers, de biodéchets triés, et de déchets agricoles organiques.

Le biogaz qui doit être injecté dans le réseau doit être épuré, mais les données de composition du biogaz brut étant plus fournies que celles concernant le biogaz épuré, l'évaluation des risques a été réalisée sur le biogaz brut et le biogaz épuré.

L'ERS a été réalisée pour la phase d'allumage du brûleur, et lors de la combustion. Les résultats pour la phase d'allumage sont les suivants :

- concernant les risques chroniques, aucun risque supérieur au seuil d'admissibilité n'a été mis en évidence avec le biogaz épuré. Dans le cas du biogaz brut, certains composés à risque ont été identifiés : hydrogène sulfuré, acétaldéhyde, formaldéhyde, certains organochlorés, le benzène et le chrome.
- Concernant les risques microbiologiques, les microorganismes présents dans le biogaz avant injection sont comparables avec ceux présents dans le gaz naturel. Même en considérant l'ensemble des microorganismes comme pathogènes, l'apport est très faible, et en dessous des doses infectieuses.

L'étude conclut à l'absence de risque pour les usagers (exposition domestique uniquement) lié à l'injection dans le réseau de biogaz épuré issu de la méthanisation en digesteurs de déchets non dangereux (biodéchets triés à la source, et déchets ménagers triés sur site).

Au bilan, les connaissances actuelles montrent que les émissions de biogaz dans l'air consistent en des substances chimiques et des microorganismes. Les différentes études concluent à l'absence de risques sanitaires. Néanmoins ces connaissances sont encore parcellaires et ne concernent pas de façon spécifique la méthanisation de déchets ménagers.

7.4.3 - Les digestats ou méthacomposts

Les déchets organiques sont potentiellement contaminés par différents polluants organiques ou métalliques, ainsi que des microorganismes pouvant être pathogènes pour l'homme.

La plupart des composés aliphatiques ou monoaromatiques, halogénés ou non, sont dégradés en composés non ou peu toxiques, sous réserve d'une durée de digestion suffisante pour permettre l'acclimatation des bactéries. Les composés polycycliques sont plus persistants et partiellement dégradés en composés moins toxiques. Les mécanismes aérobies pourraient attaquer des molécules qui ne sont pas dégradables par voie anaérobie (Couturier, 2002).

La digestion anaérobie modifie la spéciation des métaux. Les métaux lourds sont fixés sous des formes inassimilables par les organismes vivants, principalement sous formes de sulfures insolubles. Les carbonates conduisent également à des précipités, et notamment dans le milieu intracellulaire. Très peu de métaux se retrouvent sous forme biodisponible dans la fraction soluble (1 à 3%).

En 1998, l'ADEME précisait la difficulté d'étudier l'impact de la méthanisation sur les germes pathogènes, en raison de la difficulté de les détecter et de les isoler. La concentration en germes pathogènes serait significativement réduite par la digestion anaérobie : de 99% pour la digestion mésophile (environ 37°C) et 99,99% pour la digestion thermophile (55°C). L'efficacité dépend avant tout de la température et du temps de séjour. L'absence d'O₂ est également fatale pour de nombreux microorganismes pathogènes. Le temps de séjour minimal garanti semble un paramètre important. Si une hygiénisation plus poussée est nécessaire, il est possible d'utiliser le biogaz pour pasteuriser le substrat.

Concernant la caractérisation des digestats issus d'ordures ménagères, l'ADEME soulignait en 1998 que la recherche documentaire n'avait pas permis d'identifier suffisamment de données concordantes. Les mêmes lacunes étaient soulevées en mars 2009 par l'ADEME lors du séminaire Franco Allemand situé à Montardon (64), en particulier le devenir des éléments traces métalliques et leur efficacité agronomique.

L'étude des composts suisse (2007) concernant les micropolluants organiques a réalisé une étude de risques écotoxicologiques basée sur la littérature. Pour trois substances étudiées (PCDD, HAP, PCB), les données collectées étaient suffisantes pour exclure tout risque inacceptable. On peut estimer malgré certaines lacunes dans les données que l'introduction d'atrazine ou de captane dans le sol ne devrait pas générer de risque important. Pour les douze autres substances, les résultats des analyses de compost et les données concernant leurs effets écotoxicologiques étaient insuffisants pour permettre une évaluation fiable des risques.

Cette étude conclut que dans l'ensemble, la dissémination de micropolluants organiques par épandage de compost ou de digestat ne présente aucun risque immédiat pour le sol. Elle souligne néanmoins que des lacunes devraient être comblées.

De nombreux travaux sont en cours (ADEME, INRA...) et l'évolution des connaissances sur ce sujet devra faire l'objet d'un suivi attentif.

8 - CONCLUSION

L'objectif de cette étude était de réaliser un état des lieux des connaissances à date de l'impact environnemental et des risques sanitaires des principales filières de traitement des déchets ménagers et assimilés que sont l'incinération, le stockage et la méthanisation.

Pour ce faire, nous avons interrogé des bases de données institutionnelles (Ministère de l'Environnement, RECORD, InVS, ASTEE, CITEPA, ADEME, INERIS, AFSSA, BRGM), scientifiques (ATSDR, EPA, HSDB, GENETOX, MEDLINE, TOXLINE), ainsi que des revues spécialisées comme Déchets, Sciences et Techniques (DST), Info Santé Déchets (ISD), Environnement et Technique, et que le méta-moteur Google.

Le premier bilan est que les informations concernant ces 3 types de traitement étudiés ne sont pas comparables :

- l'incinération a fait l'objet de nombreuses études depuis plus de 10 ans,
- des lacunes concernant les connaissances liées au stockage ont été mises en évidence lors de l'évaluation des risques sanitaires de l'InVS,
- la méthanisation nécessite encore de nombreuses mesures et recherches afin de pouvoir caractériser les produits, et mettre en œuvre une évaluation des risques sanitaires.

Concernant l'incinération, les données disponibles sont les suivantes :

- les émissions des substances réglementées et non réglementées des installations françaises sont relativement bien caractérisées,
- l'impact environnemental des installations anciennes fortement émettrices est souvent mis en évidence sur les teneurs en dioxines et furanes, chlorures, mercure et certains métaux dans les sols, les végétaux, les lichens, les mousses et le lait. En revanche, les surveillances d'installations récentes avec de faibles émissions ne permettent pas de mettre en évidence l'influence de ces émissions.
- les expositions des populations riveraines d'installations françaises récentes sont faibles. Les études internationales concernant les expositions des travailleurs sont variables, et certains postes plus exposés que d'autres. Les études concernant 3 UIOM françaises (avant 2005) montrent des expositions faibles.
- les 2 études épidémiologiques nationales de l'InVS montrent d'une part une augmentation faible mais significative de certains cancers chez les personnes exposées aux émissions des installations anciennes fortement émettrices entre 1970 et 1980, et d'autre part une absence d'augmentation de l'imprégnation par les dioxines et furanes des personnes exposées aux retombées d'installations récentes (1990-2005) avant application des dernières normes européennes,
- les risques sanitaires des incinérateurs respectant les valeurs réglementaires actuelles pour les populations exposées sont inférieurs aux seuils d'acceptabilité pris par les instances internationales.

Certains domaines de recherche sont à développer, comme l'étude des particules ultrafines (RECORD, 2008), les études d'expositions des travailleurs d'UIOM récentes, et notamment le cas particulier des bioaérosols.

Concernant le stockage, les données disponibles sont les suivantes :

- les émissions atmosphériques et les rejets vers les eaux ont fait l'objet de nombreuses études, mais l'InVS en 2003 pointait du doigt les lacunes qualitatives et quantitatives concernant les connaissances des rejets de centres de stockage de classe II conformes à la réglementation en cours,

- les études concernant les impacts environnementaux sont peu nombreuses, et 3 seulement concernent des centres de stockage français. Les impacts mesurés dans ces 3 études sont relativement faibles.
- les études concernant les expositions des riverains et des travailleurs sont rares, une étude française a été coordonnée par le Réseau Santé Déchets
- les études épidémiologiques concernent la plupart du temps la population générale, et aucune étude ne concerne spécifiquement des installations de stockage de déchets ménagers
- les risques sanitaires ont été caractérisés par l'InVS (2003) sur environ la moitié des substances considérées au départ. Au bilan la situation générale n'apparaît pas particulièrement préoccupante sous réserve de la validité des scénarios retenus, mais les riverains pourraient souffrir des effets irritatifs de certains gaz et/ou de nuisances olfactives.

Les manques portent essentiellement sur la caractérisation des émissions et des expositions.

Les installations de méthanisation des ordures ménagères sont relativement récentes, et il existe peu de données publiées sur leurs émissions. Nous n'avons recensé aucune étude concernant l'exposition de la population riveraine ou des travailleurs, et aucune étude épidémiologique. En l'état actuel des connaissances, une évaluation des risques sanitaires n'est pas réalisable.

Les données manquantes portent essentiellement sur la caractérisation des émissions et des expositions.

Concernant l'ensemble des modes de traitement de façon générale, il nous paraît utile de préciser l'état des connaissances concernant l'évaluation des risques des poussières. De nombreuses études récentes vont dans le sens de l'existence de relations sans seuil entre les expositions et les effets. Cependant il n'existe pas pour l'instant de valeurs toxicologiques de référence pour ces effets sans seuil (RECORD, 2008). Les risques sanitaires liés aux poussières ne peuvent donc être estimés que pour les effets à seuil.

En conclusion, il semble indispensable de maintenir une veille scientifique régulière afin de prendre connaissance des nouvelles études sur les émissions, les impacts et les risques de ces installations, notamment concernant le stockage, et la méthanisation. Une attention particulière devra être portée sur la nature des déchets concernés.

Enfin l'association AMORCE a décidé en juillet 2009 de financer une vaste étude de 12 mois par des experts indépendants dont l'objectif est de réaliser un état des lieux en matière d'impacts sanitaires de la gestion des déchets. Le document final est prévu pour l'année 2010. Il sera alors nécessaire de compléter ce rapport au regard des éclairages de cette étude.

9 - BIBLIOGRAPHIE

- AFSSA (2000). Dioxines : données de contamination et d'exposition de la population française : rapport rédigé dans le cadre du groupe de travail "Contaminants et phytosanitaires" du Conseil supérieur d'hygiène publique de France.
- AFSSA (2005). Dioxines, furanes et PCB de type dioxine : évaluation de l'exposition de la population française.
- AFSSET Octobre 2008. Risques sanitaires du biogaz. Evaluation des risques sanitaires liés à l'injection de biogaz dans le réseau de gaz naturel.
- Asta J (1995) Les lichens bioindicateurs de pollution atmosphérique : exemples de cas étudiés en milieux perturbés dans les Alpes. L'écotoxicologie du comportement aérien. Communications du congrès international de Rouen. Rouen, 13-15 septembre 1995. SEFA; Metz, 191-196.
- ASTEE 2006. TSM n°4 Vade-mecum du porteur de projet de méthanisation des déchets des collectivités.
- Beffa T, Lott Fischer J, Aragno M. 1995. Industrial sources and dispersion in the air of fungal spores. *Mycologia Helvetica*.7(2) : 125-130.
- Bertazzi PA, Casonni D, Bachetti S, et al. (2001) Health effect on dioxin exposure: a 20-year mortality study. *Am Epidemiology* 153, 1031-1044.
- Bonnard, R. (2001) Le risque biologique et la méthode d'évaluation du risque, 70 p. INERIS.
- Brula P., P. Naquin, Y. Perrodin (1995). Etude bibliographique des rejets des différentes techniques de traitement des résidus urbains. Ademe / Polden. 36 p.
- Carpi A, Weinstein LH, Ditz DW (1994) Bioaccumulation of mercury by sphagnum moss near a municipal solid waste incinerator. *Air Waste* 44(5), 669-672.
- Caserini S, Cernuschi S, Giugliano M, Grosso M, Lonati G, Mattaini P (2004) Air and soil dioxin levels at three sites in Italy in proximity to MSW incineration plants. *Chemosphere*, 54, 1279-1287.
- Chen HL, Lee CC, Su HJ, Liao PC (2004b) Patterns of serum PCDD/Fs affected by vegetarian regime, consumption of locally produced food, and resident places of residents living near incinerators. *Organohalogen Compounds*, 66, 2633-2638.
- Chen HL, Su HJ, Liao PC, Chen CH, Lee CC (2004a) Serum PCDD/F concentration distribution in residents living in the vicinity of an incinerator and its association with predicted ambient dioxin exposure. *Chemosphere*, 54, 1421-1429.
- CITEPA/CORALIE/format Secten – mise à jour avril 2009. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues.
- Cole P, Trichopoulos D, Pastides H, Starr T, Mandel JS (2003) Dioxin and cancer : a critical review. *Regul Toxicol Pharmacol* 38, 378-388.
- Couturier (2002) Effets de la digestion anaérobie sur les micropolluants et germes pathogènes SOLAGRO.
- Couturier C. (2000). La méthanisation des déchets ménagers et assimilés. Recycler les déchets organiques et valoriser leur potentiel énergétique. Solagro. 32 p.
- Culhs C (2001). Schadstoffbilanzierung und emissionsminderung bei der mechanisch-biologischen abfallbehandlung. Hannover.
- De Baere, L., (2000) Anaerobic Digestion of Solid Waste: State of the Art, *Water, Science Technology* Vol. 41, No 3, pp 283-290.
- Deml E, Mangelsdorf I, Greim H (1996) Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non-occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere*, 33(10), 1941-1950.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Agramunt MC, Llobet JM, Rivera J, Müller L (2002) PCDD/F levels in the neighbourhood of a municipal solid waste incinerator after introduction of technical improvements in the facility. *Environ Int* 28(1-2), 19-27.

- Domingo JL, Schuhmacher M, Granera S, de Kok HA (2001a) Temporal variation of PCDD/Fs levels in environmental samples collected near an old municipal waste incinerator. *Environ Monit Assess* 69(2), 175-193.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Llobet JM, Müller L, Rivera J (2001b) PCDD/Fs concentrations in soils and vegetation in the vicinity of a municipal waste incinerator after a pronounced decrease in the emissions of PCDD/Fs from the facility. *Chemosphere* 43, 217-226.
- Domingo JL, Schuhmacher M, Meneses M, Granero S, Llobet JM, De Kok HAM (1999) Monitoring dioxins and furans near an old municipal solid waste incinerator: temporal variation in vegetation. *J Environ Sci Health A* 34(1), 165-181.
- Durand B, Dufour B, Fraisse D, Defour S, Duhem K, Le Barillec K (2008). Levels of PCDDs, PCDFs and dioxin-like PCBs in raw cow's milk collected in France in 2006. *Chemosphere* 70, 689-693.
- Eganhouse RP, Cozzarelli IM, Scholl MA, Matthews LL (2001) Natural attenuation of volatile organic compounds (VOCs) in the leachate plume of a municipal landfill : using alkylbenzenes as process probes. *Ground Water*, 39, 192-202.
- Fierens S, Mairesse H, Hermans C, Bernard A, Eppe G, Focant JF, De Pauw E (2003) Dioxin accumulation in residents around incinerators. *J Toxicol Environ Health* 66A, 1287-1293.
- Floret N, Mauny F, Challier B, Arvieux P, Cahn JY, Viel JF (2003) Dioxins emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology* 14(4), 392-398.
- Gelberg KH. (1997) Health study of New York City Department of Sanitation landfill employees. *J. Occup. Environ. Med.* 39(11): 1103-1110.
- Gombert S, Asta J (1997) Etude du suivi de la pollution chlorée par une usine d'incinération d'ordures ménagères par l'utilisation de bioindicateurs végétaux: lichens et sphaignes. *Ecologie* 28(4), 365-372.
- Gombert S, Asta J (1998) The effects of refuse incinerator fumes on the lead and cadmium content of experimentally exposed corticolous lichens. *Water Air Soil Pollut* 104, 29-40.
- Gonzales CA, Kogevinas M, Gadea E, Huici A, Bosch A, Bleda MJ, Pöpke O (2000) Biomonitoring study of people living near a municipal solid waste incinerator before and after two-years of operation. *Arch Environ Health*, 55, 259-267.
- Graja S. (2002). Liquid effluents from the anaerobic treatment of biogenic waste. Characterisation and treatment options. Technische Universität München thesis, Nr. 170. 157 p.
- Hours M, Anzivino L, Asta J, Berny P, Billeret M, Maitre A, Parat S, Stoklov M, Sarrasin B, Keck G, Perrodin Y (2001) Etude des polluants atmosphériques émis dans deux centres de stockage des ordures ménagères. *Déchets Sci Tech*, 24, 38-43.
- Hours M, Anzivino-Viricel L, Maitre A, Perdrix A, Perrodin Y, Charbotel B, Bergeret A (2003) Morbidity among municipal waste incinerator workers : a cross-sectional study. *Arch occup environ Health*, 2003, 76, 467-472.
- Hu SW, Chen CC, Kuo CY, Lin P (2006) Increased cytochrome P4501B1 gene expression in peripheral leukocytes of municipal waste incinerator workers. *Toxicol Lett*, 160(2), 112-120.
- Huang HY, Jeng TY, Lin YC, Ma YC, Kuo CP, Sung FC (2007) Serum dioxin levels in residents living in the vicinity of municipal waste incinerators in Taiwan. *Inhal Toxicol*, 19(5), 399-403.
- IEA (2007). Biogas upgrading to vehicle fuel standards and grid introduction. Task 37 - Energy from Biogas and Landfill Gas. Persson, M. ; Jonsson, O.; Wellinger, A.
- INERIS janv 2008 Etude des risques liés à l'exploitation des méthaniseurs agricoles. Rapport n°DRA-07-88414-10586B.
- INSERM (2000). Dioxines dans l'environnement. Quels risques pour la santé ? Expertise collective. Les éditions Inserm.
- INSTITUT UNIVERSITAIRE D'HYGIENE ET DE SANTE PUBLIQUE. Evaluation du risque pour la sante lie aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union Européenne. Rapport final. Lettre de commande mate 24/2001.
- InVS (2003). Incinérateurs et Santé. Guide pour la conduite à tenir lors d'une demande locale d'investigations sanitaires.
- InVS (2008). Étude d'incidence des cancers à proximité des usines d'incinération d'ordures ménagères. Mars 2008, 137 p.

- InVS (2009). Etude d'imprégnation par les dioxines des populations vivant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères. Février 2009, 143 p.
- InVS Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire (BEH) (2009). Numéro thématique - Incinération des ordures ménagères en France : effets sur la santé. 17 février 2009.
- Jones BL, Cookson JT. (1983). Natural atmospheric microbial conditions in a typical suburban area. *Appl. Environ. Microbiol.* 45 : 919-934.
- Khattabi H, Aleyai L, Lovy C, Mania J (2001) Evaluation de l'impact des lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères sur la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux d'un ruisseau de Franche-Comté. *Déchets, Sciences et Techniques*, 24, 3-6.
- Kim BH, Ikonomou MG, Lee SJ, Kim HS, Chang YS (2005) Concentrations of polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated biphenyls in human blood samples from Korea. *Sci total Environ*, 336, 45-56.
- Kirivanta H, Tuomainen A, Reiman M, Laitinen S, Nevalainen A, Liesivuori J (1999) Exposure to airborne microorganisms and volatile organic compounds in different types of waste handling. *Ann Agric Environ Med*, 5, 39-44.
- Kirivanta H, Tuomainen A, Reiman M, Laitinen S, Nevalainen A, Liesivuori J (1999) Exposure to airborne microorganisms and volatile organic compounds in different types of waste handling. *Ann. Agric. Environ. Med.* 5:39-44.
- Kitamura K, Kikuchi Y, Watanabe S, Waechter G, Sakurai H, Takada T (2000) Health effects of chronic exposure to polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD), dibenzofurans (PCDF) and coplanar PCB (co-PCB) of municipal waste incinerator workers. *J Epidemiol*, 10, 262-270.
- Kitamura K, Yoshikawa K, Iwawa M, Nagao M (2001) Justification of measurement of eight congeners levels instead of twenty congeners of dioxins for mass screening of human exposure. *J Toxicol Sci*, 26(3), 163-168.
- Kock M, Schlacher R, Pichler-Semmelrock FP, Reinthaler FF, Eibel U, Marth E, Friedl H. (1998). Airborne microorganisms in the metropolitan area of Graz, Austria. *Cent Eur J Public Health*. 6(1):25-28.
- Kumagai S, Koda S, Oda H (2003) Exposure evaluation of dioxins in municipal waste incinerator workers. *Ind Health*, 41(3), 167-174.
- Kurttio P; Pekkanen J; Alfthan G; Paunio M; Jaakkola Jjk; Heinonen Op(1998) Increased mercury exposure in inhabitants living in the vicinity of a hazardous waste incinerator : A 10-year follow-up. *Archives environ health* 53(2), 129-137.
- Maître A, Collot-Fertey D, Anzivino L, Marques M, Hours M, Stoklov M (2003) Municipal waste incinerators: air and biological monitoring of workers for exposure to particles, metals, and organic compounds. *Occup environ Med*, 60(8), 563-569.
- Mallard et al. (2005) Impacts environnementaux de la gestion biologique des déchets. Bilan des connaissances. Ademe/Cemagref – INRA – Ecobilan – ENSIACET – CreeD – Anjou Recherche – Orval. 2005.
- Mallard février 2006 Emissions liées au compostage, à la méthanisation et au stockage des déchets ménagers. Cemagref Rennes, (journée ASTEE « Qualité de l'air »).
- Marth E, Sixl W, Bencko V, Medwed M, Lapajne S, Voncina E, Brumen S (1995) People on the garbage dumps of Cairo: a toxicological in vivo model ? *Cent Eur J Public Health*, 3, 154-157.
- Meneses M, Llobet JM, Granero S, Schuhmacher M, Domingo JL (1999) Monitoring metals in the vicinity of a municipal waste incinerator: temporal variation in soils and vegetation. *Sci total Environ* 226, 157-164.
- Moletta M (2005). Caractérisation de la diversité microbienne aéroportée des biogaz. Place Eugène Bataillon, 34095 Montpellier, Université Montpellier 2.
- Mor S, Ravindra K, Dahiya RP, Chandra A (2006) Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environ Monit Assess* 118, 1-3, 435-456.
- Nadal M, Agramunt MC, Schuhmacher M, Domingo JL (2002) PCDD/F congener profiles in soil and herbage samples collected in the vicinity of a municipal waste incinerator before and after pronounced reductions of PCDD/F emissions from the facility. *Chemosphere* 49(2), 153-159.

- Oh E, Lee E, Im H, Kang HS, Jung WW, Won NH, Kim EM, Sul D (2005) Evaluation of immuno-and reproductive toxicities and association between immunotoxicological and genotoxicological parameters in waste incineration workers. *Toxicology*, 210, 65-80.
- ORDIF rapport juillet 2003. Quelle place pour la méthanisation des déchets organiques en Ile-de-France ?
- Ponthieu M; Pinel P; Mazeas L; Le Hecho I; Amouroux D; Donard Ofx; Potin-Gautier M (2007) Présence de composés organométalliques dans les effluents des centres de stockage des déchets ultimes de type II. *Déchets sciences & techniques*, 45, 13-19.
- Programme Ademe-Santé-Déchets. (1998) Les aspects sanitaires liés à la méthanisation des déchets et sous-produits organiques en bioréacteur. Solagro – ARM – ENVT – ENSAT
- Pronost R, Matejka G (2000) Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : Production, caractérisation, traitement. *Environnement et Technique*, N°196, 25-29.
- Rahkonen P (1992) Airborne contaminants at waste treatment plants. *Waste Manage Res*, 10, 411-421.
- Ramos L, Eljarrat E, Hernandez LM, Alonso L, Rivera J, Gonzales MJ (1997) Levels of PCDDs and PCDFs in farm cow's milk located near potential contaminant sources in Asturias (Spain), comparison with levels found in control, rural farms and commercial pasteurized cow's milks. *Chemosphere* 35(20), 2167-2179.
- RECORD 01-0408/1A fev 2003 Méthanisation des déchets organiques. Etude bibliographique.
- RECORD 07-0667/1A (2009) Utilisation des tests de génotoxicité pour la surveillance de l'exposition des travailleurs dans l'industrie du traitement et recyclage des déchets.
- Reif JS, Tsongas TA, Anger WK, Mitchell J, Metzger L, Keefe TJ et al. (1993) Two-stage evaluation of exposure to mercury and biomarkers of neurotoxicity at a hazardous waste site. *J. Toxicol. environ. Health* 40:413-422.
- Reis MF, Sampaio C, Brantes A, Aniceto P, Melim M, Cardoso L, Gabriel C, Simao F, Miguel JP (2007a) Human exposure to heavy metals in the vicinity of portuguese solid waste incinerators- Part I: Biomonitoring of Pb, Cd, and Hg in blood of the general population. *Int J Hyg. Environ Health*, 210, 439-446.
- Reis MF, Sampaio C, Brantes A, Aniceto P, Melim M, Cardoso L, Gabriel C, Simao F, Segurado S, Miguel JP (2007b) Human exposure to heavy metals in the vicinity of portuguese solid waste incinerators- Part II: Biomonitoring of lead in maternal and umbilical cord blood. *Int J Hyg. Environ Health*, 210, 447-454.
- Reis MF, Sampaio C, Brantes A, Aniceto P, Melim M, Cardoso L, Gabriel C, Simao F, Miguel JP (2007c) Human exposure to heavy metals in the vicinity of portuguese solid waste incinerators- Part III: Biomonitoring of Pb in blood children under the age of 6 years. *Int J Hyg. Environ Health*, 210, 455-459.
- Ruokojärvi P, Ruuskanen J, Ettala M, Rahkonen P, Tarhanen J (1995) Formation of polyaromatic hydrocarbons and polychlorinated organic compounds in municipal waste landfill fires. *Chemosphere* 31(8), 3899-3908.
- Rutherford LA, Matthews SL, Doe KG, Julien GRJ (2000) Aquatic toxicity and environmental impact of leachate discharges from a municipal landfill. *Water Qual Res Canada*, 35(1), 39-57.
- Schrab GE, Brown KW, Donnelly KC (1993) Acute and genetic toxicity of municipal landfill leachate. *Water Air Soil Pollut*, 69, 99-112.
- Schuhmacher M, Domingo JL, Llobet JM, Muller L, Jager J (1997) Levels of PCDD/Fs in grasses and weeds collected near a municipal solid waste incinerator. *Sci total Environ* 201, 53-62
- Schuhmacher M, Granero S, Rivera J, Müller L, Llobet JM, Domingo JL (2000) Atmospheric deposition of PCDD/Fs near an old municipal solid waste incinerator: levels in soil and vegetation. *Chemosphere* 40, 593-600.
- Shih S, Wang Y, Chang J, Jang J, Kuo F, Wang L, Chang-Chien G (2006) Comparisons of levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans in the surrounding environment and workplace of two municipal solid waste incinerators. *J Hazard Mater*, 137(3), 1817-1830.
- Sillet AA, Royer S, Coque Y, Bourgois J, Thomas O (2001) Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. Genèse, composition et traitements. *Déchets, Sciences et Techniques*, 22, 7-11.

- Société Française de Santé Publique (SFSP). (1999) L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. Collection Santé et Société N° 7, novembre.
- Staessen JA, Nawrot T, Den Hond E, Thijs L, Fagard R, Hoppenbouwers K, Koppen G, Nelen V, Schoeters G, Vanderschueren D, et al. (2001) Renal function, cytogenetic measurements, and sexual development in adolescents in relation to environmental pollutants: a feasibility study of biomarkers. *Lancet* 357:1660-1669.
- Tajimi M, Uehara R, Watanabe M, Oki I, Ojima T, Nakamura Y (2005) Correlation coefficients between the dioxin levels in mother's milk and the distances to the nearest incinerator which was the largest source of dioxins from each mother's place of residence in Tokyo, Japan. *Chemosphere*, 61(9), 1256-1262.
- US EPA (1997) Health assessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Juin.
- US EPA (2000) Exposure and health reassessment of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) and related compounds. Juin.
- US-EPA (2002). Exposure and Human Health Reassessment of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds. Part III : Integrated Summary and Risk Characterization for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin (TCDD) and Related Compounds. NAS Review Draft. National Center for Environmental Assessment, Research and Development. Washington, DC.
- Usine IDEX Environnement A (2004). Prélèvement biogaz. Development Center for Chromatography and Mass Spectrometry (DCMS). (Projet IDE 040713). Amiens.
- Vizard CG, Rimmer DL, Pless-Mulloli T, Singleton I, Air VS (2006) Identifying contemporary and historic sources of soil polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in an industrial urban setting *Science Total Environ* 370(1), 61-69.
- Vrijheid M (2000) Health effects of a residence near hazardous waste landfill sites: a review of epidemiologic literature. *Environ Health Perspect*, 108(1), 101-112.
- Wu PC, Su HJ, Lin CY. (2000). Characteristics of indoor and urban homes in two seasons. *Sci Total Environ*. 253 :111-8.
- Yamamoto T, Yasuhara A, Shiraishi H, Nakasugi O (2001) Bisphenol A in hazardous waste landfill leachates. *Chemosphere*, 42, 415-418.

ANNEXE 1 : TABLEAU DE COMPOSITION DES DIFFERENTS BIOGAZ

Réalisé par I. ZDANEVITCH, C. LEROUX, H. MODELON (source : étude AFSSET/INERIS 2008)

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR aigue retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
		n=4	n=1	n=1	n=4	n=1	n=25	n=2				
CH ₄ (%)	74-82-8	6,8E+01	6,5E+01	7,9E+01	7,0E+01	4,9E+01	6,5E+01	9,4E+01				
CO ₂ (%)	124-38-9	3,5E+01	2,5E+01	1,5E+01	4,7E+01	4,9E+01	5,1E+01	-				
O ₂ (%)	7782-44-7	< 1	-	-	6,0E-01	-	6,5E+00	3,3E-01				
N ₂ (%)	7727-37-9	3,2E+00	5,6E+00	3,8E+00	2,6E+00	4,1E-01	4,3E+01	-				
H ₂ (%)	1333-74-0	-	< 0,002	-	0,0E+00	5,0E-02	3,0E+00	-				
H ₂ O (%)	7732-18-5	1,6E+01	1,4E+01	1,4E+01	-	1,4E+01	1,5E+01	37 mg/m3				
Cl ⁻ (mg/m ³)	7782-50-5	8,0E+01	2,5E+01	2,5E+01	5,0E+00	4,0E+01	8,5E+02	2,1E-02	-	-	-	-
CO (mg/m ³)	630-08-0	2,9E+01	2,8E+01	1,4E+01	-	1,1E+01	1,4E+01	-	OUI	-	OUI	-
COV (mg C/m ³)		-	-	-	-	-	3,0E+03	-	-	-	-	-
F ⁻ (mg/m ³)	7782-41-4	3,0E+01	2,3E+01	2,3E+01	-	<20	2,0E+01	-	OUI	-	-	-
H ₂ S (mg/m ³)	7783-06-4	3,2E+03	1,5E+03	1,0E+03	5,2E+03	3,9E+02	6,1E+02	< 0,0002	OUI	-	OUI	-
HCl (mg/m ³)	7647-01-0	-	-	-	-	-	< 0,075	-	OUI	-	-	-
HCN (mg/m ³)	74-90-8	-	-	-	-	-	< 0,252	-	OUI	-	-	-
N ₂ O (mg/m ³)	10024-97-2	-	-	-	-	-	<36	-	OUI	-	OUI	-
NF ₃ (µg/m ³)	7783-54-2	-	-	-	-	-	< 512	-	-	-	-	OUI

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR aigue retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
NH ₃ (mg/m ³)	7664-41-7	-	-	-	<69	-	2,3E+02	-	OUI	-	OUI	-
NOx (mg/m ³)		-	-	-	-	-	6,2E+00	< 0,0023	-	-	-	-
S (mg/m ³)	7704-34-9	3,8E+03	2,0E+03	9,8E+02	4,9E+03	3,7E+02	2,0E+02	-	-	-	-	-
SF ₆ (µg/m ³)	2551-62-4	-	-	-	-	-	< 512	-	-	-	-	OUI
SO ₂ (mg/m ³)	7446-09-6	-	-	-	-	-	1,1E+01	-	OUI	-	OUI	-
SOx (mg/m ³)		-	-	-	-	-	2,4E+00	-	-	-	-	-
Alcools (mg/m ³)												
1-Butanol	71-36-3	-	-	-	5,3E-02	-	1,0E+01	-	-	-	-	-
1-Propanol	71-23-8	-	-	-	2,8E-01	-	6,5E+00	-	-	-	-	OUI
1-Propanol, 2 méthyl	78-83-1	-	-	-	6,9E-02	-	1,5E+01	-	-	-	-	OUI
2-Butanol	78-92-2	-	-	-	1,6E+00	-	1,7E+01	<ld	-	-	-	OUI
2-Propanol	67-63-0	-	-	-	1,1E+00	-	9,5E+01	<ld	-	-	-	-
Ethanol	64-17-5	-	-	-	-	-	1,9E+02	2,0E-01	-	-	-	NON
Méthanol	67-56-1	-	-	-	-	-	3,6E+02	-	OUI	-	OUI	-
Phénol, pentachloro	87-86-5	-	-	-	-	-	2,3E+00	-	-	OUI	-	-
Aldéhydes (mg/m ³)												
Butanal, 3 methyl	590-86-3	-	-	-	-	-	4,0E+00	5,5E-00	-	-	-	OUI
Acétaldéhyde	75-07-0	-	-	-	-	-	2,9E+02	-	NON	OUI	-	-
Hexanal	66-25-1	-	-	-	-	-	3,6E-03	-	-	-	-	OUI
Formaldéhyde	50-00-0	-	-	-	-	-	7,5E+01	-	OUI	OUI	OUI	-
Benzaldéhyde	100-52-7	-	-	-	-	-	6,2E+02	-	-	-	-	OUI
Cétones (mg/m ³)												

Légende : - : composés non recherchés, < : inférieur à la limite de détection (valeur chiffrée ou « <ld » quand elle n'est pas précisée)

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
2-Heptanone	110-43-0	-	-	-	1,4E+00	-	3,6E+00	7,0E-01	-	-	-	OUI
2-Hexanone	591-78-16	-	-	-	2,6E-01	-	2,6E+00	-	OUI	-	-	-
3-Pentanone	96-22-0	-	-	-	4,8E-01	-	2,9E+00	-	OUI	-	OUI	-
Acetone	67-64-1	-	-	-	1,1E+01	-	1,1E+02	1,9E-01	OUI	-	OUI	-
Butanone	78-93-3	-	-	-	3,0E+01	-	6,1E+01	8,3E-00	OUI	-	-	-
Alcènes/Terpènes (mg/m³)												
Limonène	138-86-3	-	-	-	2,2E+02	-	6,8E+02	3,4E-00	-	-	-	-
Limonène, dl	5989-27-5	1,4E+01	-	-	-	-	7,6E-01	-	-	-	-	-
Pinène, alpha	80-56-8	4,4E+00	-	-	5,0E+01	-	7,7E+01	2,7E-00	OUI	-	-	-
Camphène	127-91-3	4,3E+00	-	-	4,5E+00	-	2,6E+02	-	-	-	-	-
Thujone	79-92-5	-	-	-	-	-	1,2E+01	2,0E-00	-	-	-	-
Cymène, P	99-87-6	-	-	-	-	-	2,3E+01	5,1E-00	-	-	-	-
Pinène, bêta	99-87-5	-	-	-	1,1E+01	-	1,2E+03	-	-	-	-	-
Pinène, 2 bêta	99-85-4	-	-	-	-	-	1,3E-01	-	-	-	-	-
Terpinène, gamma	99-85-4	1,5E+00	-	-	-	-	1,1E+02	-	-	-	-	-
Autres terpènes		-	-	-	-	-	2,0E+01	-	-	-	-	-
Acides (mg/m³)												
Acide acétique	64-19-7	-	-	-	1,6E+00	-	8,6E+02	-	-	-	-	-
Esters (mg/m³)												
Acétate, ethyl	141-78-6	-	-	-	4,4E-01	-	6,6E+01	4,0E-01	-	-	-	OUI
Acétate, methyl	79-20-9	-	-	-	4,1E-02	-	2,4E+01	<ld	-	-	-	OUI
Propanoate, methyl	554-12-1	-	-	-	< 0,01	-	5,9E+00	<ld	-	-	-	-
Propanoate, propyl	106-36-5	-	-	-	< 0,01	-	2,7E+00	<ld	-	-	-	-

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Butanoate, ethyl	105-54-4	-	-	-	< 0,01	-	-	-	-	-	-	OUI
Acétate, butyl	123-86-3	-	-	-	1,3E-01	-	3,3E-01	-	-	-	-	-
Acétate, propyl	109-60-4	-	-	-	-	-	1,9E-01	-	-	-	-	OUI
Composés S (mg/m³)												
Sulfure, diméthyl ou méthyl	75-18-3	-	-	-	2,2E+00	-	3,0E+01	6,0E-01	-	-	-	OUI
Disulfure, diméthyl ou méthyl	624-92-0	-	-	-	1,0E-01	-	5,4E+00	1,3E+00	-	-	-	-
Disulfure de carbone	75-15-0	-	-	-	-	-	4,3E+00	1,0E-01	OUI	-	OUI	-
Disulfure, méthyl propyl	2179-60-4	-	-	-	-	-	4,2E+00	1,0E-01	-	-	-	-
Benzothiazole	95-16-9	-	-	-	-	-	1,2E+00	-	-	-	-	-
Benzothiophène, diméthyl (non précisé)		-	-	-	-	-	4,8E-01	-	-	-	-	-
Benzothiophène, 2 méthyl	1195-14-8	-	-	-	-	-	5,9E-01	-	-	-	-	-
Butanethiol	109-79-5	-	-	-	1,3E+00	-	5,5E+00	-	-	-	-	OUI
Oxysulfure de carbone	463-58-1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Disulfure, diethyl	110-81-6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Methanethiol	74-93-1	-	-	-	7,7E-01	-	<ld	-	-	-	-	-
Thiophène	110-02-1	-	-	-	1,2E-01	-	5,8E-01	-	-	-	-	-
Thiophène, 2-méthyl	554-14-3	-	-	-	-	-	6,7E-01	-	-	-	-	-
Ethanthiol	75-09-1	-	-	-	3,0E-01	-	<ld	-	-	-	-	-
1-Propanthiol	107-03-9	-	-	-	4,0E+00	-	-	-	-	-	-	-

Légende : - : composés non recherchés, < : inférieur à la limite de détection (valeur chiffrée ou « <ld » quand elle n'est pas précisée)

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
2-Propanethiol	75-33-2	-	-	-	1,2E+00	-	2,0E-01	-	-	-	-	-
Propane, 2 Méthylthiol (non précisé)		-	-	-	-	-	3,1E-01	-	-	-	-	-
1-Propanéthio, 2 méthyl	513-44-0	-	-	-	3,2E-02	-	-	-	-	-	-	-
2-Propanethiol, 2 méthyl	75-66-1	-	-	-	3,5E-01	-	-	-	-	-	-	-
Ethers et Furanes (mg/m³)												
Furane, 2 ethyl	3208-16-0	-	-	-	-	-	4,0E+00	1,0E-01	-	-	-	-
Furane, 2 méthyl	534-22-5	-	-	-	-	-	1,9E+00	2,0E-01	-	-	-	-
Ether, diethyl	60-29-7	-	-	-	-	-	1,4E+00	<ld	-	-	-	OUI
Furane	110-00-9	-	-	-	2,3E-02	-	1,3E+00	-	-	-	-	-
Furane, tétrahydro	109-99-9	-	-	-	4,9E-01	-	2,2E+00	-	OUI	-	-	-
Halogénés												
Cl (mg/m³)												
Méthane, dichloro	75-09-2	<0,33	<0,33	<0,33	2,1E+00	<0,33	8,5E+01	-	NON	OUI	OUI	-
Méthane, trichloro (chloroforme)	67-66-3	-	-	-	<0,003	-	2,8E-02	-	NON	OUI	OUI	-
Ethylène, 1,2 dichloro	540-59-0	<0,08	<0,08	<0,08	1,8E-01	<0,08	1,8E+02	-	OUI	-	-	-
Ethylène, 1,1 dichloro	75-34-4	-	-	-	5,0E-03	-	6,0E+00	6,3E-01	OUI	-	-	-
Ethylène, trichloro	79-01-6	1,2E+02	3,5E+01	3,5E+01	1,3E+00	5,3E+01	1,5E+02	2,8E-02	NON	OUI	OUI	-
Ethylène, tétrachloro	127-18-4	7,4E+01	1,5E+01	1,5E+01	5,2E-01	7,4E+00	2,6E+02	1,1E-02	NON	OUI	OUI	-
Ethane, 1,1,1 trichloro	71-55-6	-	-	-	1,0E-01	-	1,8E+01	-	OUI	-	OUI	-

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Méthane, tétrachloro	56-23-5	-	-	-	<0,003	-	2,1E+01	-	NON	OUI	OUI	-
Ethane, dichloro	107-06-2	-	-	-	3,0E-02	-	-	-	NON	OUI	-	-
Ethylène, chloro (chlorure de vinyle)	75-01-4	-	-	-	2,0E-02	-	8,7E+01	-	NON	OUI	OUI	-
Ethane, 1,1,2 trichloro	79-00-5	-	-	-	<0,006	-	<0,005	-	-	OUI	-	-
Ethane, 1,1,1,2 tétrachloro	630-20-6	-	-	-	<0,006	-	-	-	-	OUI	-	-
Propane, 1,2 dichloro	78-87-5	-	-	-	2,8E-02	-	2,1E-01	-	OUI	-	OUI	-
Propane, 1,3 dichloro	142-28-9	-	-	-	<0,006	-	-	-	-	-	-	-
Propane, 2,2 dichloro	594-20-7	-	-	-	<0,006	-	-	-	-	-	-	-
Propène, 1,3 dichloro	542-75-6	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	OUI	-	-
Benzène, chloro	108-90-7	-	-	-	8,1E-02	-	1,6E+01	9,2E-02	OUI	-	-	-
Ethane, chloro	75-00-3	-	-	-	<0,005	-	8,0E+00	-	OUI	-	OUI	-
Méthane, chloro	74-87-3	-	-	-	-	-	4,0E+02	-	OUI	-	OUI	-
Benzène, dichloro (non précisé)	25321-22-6	-	-	-	-	-	4,3E+01	-	-	-	-	-
Benzène, 1,2 dichloro	95-80-1	-	-	-	-	-	1,4E+01	6,5E-02	-	OUI	-	-
Benzène, 1,3 dichloro	541-73-1	-	-	-	-	-	1,2E+01	4,2E-02	-	-	-	-
Benzène, 1,4 dichloro	106-46-7	-	-	-	3,6E+00	-	9,2E+01	1,5E-01	NON	OUI	OUI	-
Ethane, 1,1 dichloro	75-34-3	-	-	-	2,0E-02	-	6,2E+01	1,3E-02	NON	OUI	-	-

Légende : - : composés non recherchés, < : inférieur à la limite de détection (valeur chiffrée ou « <ld » quand elle n'est pas précisée)

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algue retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Ethane, 1,2 dichloro	107-06-2	-	-	-	1,0E-02	-	7,0E+00	-	NON	OUI	-	-
Ethane, 1,1,2,2 tétrachloro	79-34-5	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	OUI	-	-
Benzène, trichloro (non précisé)	12002-46-1	-	-	-	-	-	9,7E-01	-	-	-	-	-
Benzène, 1,2,4 trichloro	120-82-1	-	-	-	-	-	1,5E-01	2,6E-02	OUI	-	-	-
Ethane, 1,1,1 trichloro	71-55-6	-	-	-	-	-	1,4E-01	5,6E-02	OUI	-	OUI	-
Ethane, trichloro (non précisé)		-	-	-	-	-	1,1E+01	-	-	-	-	-
Benzène, hexachloro	118-74-1	-	-	-	-	-	<0,0018	-	-	OUI	-	-
Cyclohexane, hexachloro	608-73-1	-	-	-	-	-	<0,00252	-	-	OUI	-	-
Butadiène, hexachloro	87-68-3	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	OUI	-	-
Benzonitrile, 2 chloro	873-32-5	-	-	-	-	-	-	1,2 ^e -01	-	-	-	-
Benzonitrile, 4 chloro	623-03-0	-	-	-	-	-	-	1,6 ^e -02	-	-	-	-
Cl + F (CFC) (mg/m ³)												
Méthane, difluoro-chloro R22	75-45-6	-	-	-	1,6E-01	-	8,0E+00	-	OUI	-	-	-
Méthane, dichloro-difluoro R12	75-71-8	-	-	-	1,8E+00	-	2,3E+02	-	-	-	-	OUI
Ethane, 1,2 dichloro 1,1,2,2 tétrafluoro R114	76-14-2	-	-	-	8,2E-01	-	2,1E+01	-	-	-	-	OUI
Méthane, dichloro	75-43-4	-	-	-	1,7E-01	-	1,1E+02	-	-	-	-	OUI

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algue retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
-fluoro R21												
Méthane, trichloro-fluoro R11	75-69-4	-	-	-	4,4E-01	-	7,5E+01	-	-	-	-	OUI
Ethylène, 1, 1, 2 dichloro-fluoro	359-02-4	-	-	-	6,1E-02	-	-	-	-	-	-	-
Ethane, chloro-difluoro	75-68-3	-	-	-	-	-	2,8E+01	-	OUI	-	-	-
Ethane, 1,2 dichloro 1,1,2 trifluoro	354-23-4	-	-	-	<0,005	-	4,0E+00	-	-	-	-	-
Ethane, 1,1,1 trichloro (2,2,2) trifluoro	354-58-5	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Ethane, 1,1,2 trichloro 1,2,2 trifluoro R113	76-13-1	-	-	-	5,0E-03	-	1,7E-01	-	-	-	-	OUI
Méthane, chloro-fluoro	593-70-4	-	-	-	8,0E-03	-	1,8E-01	-	-	-	-	-
F (HFC) (mg/m ³)												
Méthane, trifluoro (HFC-23)	75-46-7	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Méthane, difluoro (HFC-32)	75-10-5	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Méthane, fluoro (HFC-41)	593-53-3	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Pentane, décafluoro (HCF 4310-mée)	678-26-2	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Ethane, pentafluoro (HCF-115)	354-33-6	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Ethane, 1,1,2,2 tétrafluoro (HFC-	359-35-3	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-

Légende : - : composés non recherchés, < : inférieur à la limite de détection (valeur chiffrée ou « <ld » quand elle n'est pas précisée)

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
134)												
Ethane, 1,1,1,2 tétrafluoro (HFC-134a)	811-97-2	-	-	-	-	-	<0,005	-	OUI	-	-	-
Ethane, 1,1,2 trifluoro (HFC 143)	430-66-0	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Ethane, 1,1,1 trifluoro (HFC 143a)	420-46-2	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Ethane, 1,1 difluoro (HFC-152a)	75-37-6	-	-	-	-	-	<0,005	-	OUI	-	-	-
F (PFC) (mg/m³)												
Méthane, tétrafluoro	75-73-0	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Ethane, hexafluoro	76-16-4	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Butane, perfluoro	355-25-9	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Cyclobutane C, perfluoro	115-25-3	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Pentane, perfluoro	678-26-2	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Hexane, perfluoro	355-42-0	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	-	-	-
Br (mg/m³)												
Ethane, 1,2 dibromo	106-93-4	-	-	-	-	-	<0,005	-	-	OUI	-	-
Méthane, bromo	74-83-9	-	-	-	-	-	<0,005	-	OUI	-	-	-
Hydrocarbures Aromatiques Monocycliques (mg/m³)												
Benzène	71-43-2	1,0E-01	<ld	<0,17	2,1E+00	<0,17	3,9E+01	-	NON	OUI	OUI	-

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Toluène	108-88-3	2,6E+00	<ld	8,2E+00	5,3E+01	4,1E+01	2,9E+02	-	OUI	-	OUI	-
Toluène, Isopropyl	103-65-1	1,8E+01	-	-	-	-	7,4E+01	-	-	-	-	-
Benzène, Ethyl	100-41-1	6,3E+00	<ld	9,5E+00	5,9E+01	<0,24	7,6E+01	-	OUI	-	-	-
Xylènes (m/p/o)	1330-20-7	8,0E-01	<ld	<0,23	1,6E+02	<0,23	4,4E+02	-	OUI	-	OUI	-
m-Xylène	106-38-3	-	-	-	-	-	1,0E-02	-	-	-	-	-
o-Xylène	95-47-6	-	-	-	-	-	1,1E-01	-	-	-	-	-
Styrène	100-42-6	-	-	-	-	-	3,7E+02	-	OUI	-	OUI	-
Benzène, 1,3 diéthyl	141-93-6	-	-	-	-	-	8,7E+00	-	-	-	-	-
Benzène, 1,4 diéthyl	105-05-6	-	-	-	2,4E+00	-	1,6E+01	-	-	-	-	-
Benzène, triméthyl	1,2,3 (626-73-8) ou 1,2,4 (95-63-6) ou 1,3,5 (106-67-8)	9,0E-01	-	-	-	-	1,9E+02	-	-	-	-	OUI
Benzène, Isopropyl (cumène)	98-82-8	-	-	-	1,2E+00	-	-	-	OUI	-	-	-
Benzène, 1,3,5 triméthyl	106-67-8	-	-	-	7,2E+00	-	4,5E+00	-	-	-	-	-
Benzène, 1,2,4 triméthyl	25551-13-7	-	-	-	-	-	1,3E+01	-	-	-	-	-
Benzène, 1,2,4,5 tetraméthyl	95-93-2	-	-	-	3,4E+00	-	-	-	-	-	-	-
Benzène, 1 ethyl 2 methyl	611-14-3	-	-	-	3,8E+00	-	5,6E-02	-	-	-	-	-
Benzène, 1 ethyl 4 methyl	622-96-8	-	-	-	7,3E+00	-	5,0E-02	-	-	-	-	-
Benzène, 2 methyl 1 propenyl	768-49-0	-	-	-	-	-	3,6E-01	-	-	-	-	-

Légende : - : composés non recherchés, < : inférieur à la limite de détection (valeur chiffrée ou « <ld » quand elle n'est pas précisée)

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algue retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Benzène, 1-éthyl 3-méthyl	620-14-4	-	-	-	2,6E+00	-	1,3E-01	-	-	-	-	-
Benzène, propyl	103-65-1	-	-	-	2,6E+00	-	1,1E+01	-	-	-	-	-
Benzène, n-butyl	104-51-8	-	-	-	-	-	9,0E+00	-	-	-	-	-
Benzène, t-butyl	98-06-6	-	-	-	-	-	3,0E+01	-	-	-	-	-
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (µg/m³)												
Naphtalène	91-20-3	3,3E+01	1,2E+00	5,6E-01	1,3E+02	1,0E+01	2,0E+02	-	NON	OUI	-	-
Acénaphthylène	208-96-8	4,6E+00	1,1E+00	1,5E+00	-	3,3E+00	2,2E+01	-	-	OUI	-	-
Acénaphthène	83-32-9	3,3E-01	<0,0254	<0,0234	-	1,0E-01	3,9E+00	-	-	OUI	-	-
Fluorène	86-73-7	3,8E-02	1,4E-02	<0,0117	-	1,7E-02	1,6E+00	-	-	OUI	-	-
Phénanthrène	85-01-8	2,7E-01	1,5E-01	2,5E-01	-	2,4E-01	7,5E-01	-	-	OUI	-	-
Anthracène	120-12-7	5,6E-01	1,4E-01	1,5E-01	-	<0,0422	3,9E+00	-	-	OUI	-	-
Fluoranthène	206-44-0	5,5E-02	4,2E-02	7,5E-02	-	6,9E-02	8,0E-02	-	-	OUI	-	-
Pyrène	129-00-0	<0,0526	<0,0635	<0,0585	-	<0,0527	2,0E-02	-	-	OUI	-	-
Benzo-a-Anthracène	56-55-3	<0,0063	<0,0076	<0,007	-	9,3E-03	<0,01	-	-	OUI	-	-
Chrysène	218-01-9	2,6E-02	3,4E-02	3,1E-02	-	5,9E-03	1,1E-02	-	-	OUI	-	-
Benzo-b-Fluoranthène	205-99-2	<0,0105	<0,0127	<0,0117	-	<0,0105	4,0E-02	-	-	OUI	-	-
Benzo-k-	207-8-9	<0,0004	<0,0005	<0,0005	-	<0,0004	6,0E-04	-	-	OUI	-	-
Benzo-a-Pyrène	50-32-8	<0,0042	<0,0051	<0,0047	-	<0,0042	3,0E-02	-	-	OUI	-	-
Dibenzo-a,h-Anthracène	53-70-3	<0,0063	<0,0076	<0,007	-	<0,0063	<0,01	-	-	OUI	-	-
Benzo-g,h,-pérylène	191-24-2	<0,0126	<0,0153	<0,014	-	<0,0126	4,0E-02	-	-	OUI	-	-

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algue retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Indéno-1,2,3,c,d-pyrène	193-39-5	<0,0421	<0,0508	<0,0468	-	<0,00422	3,0E-02	-	-	OUI	-	-
Naphtalène, méthyl	1321-94-4	-	-	-	-	-	5,8E+02	-	-	-	-	-
Naphtalène, diméthyl (non précisé)		-	-	-	-	-	6,6E+02	-	-	-	-	-
Métaux (µg/m³)												
Cd	7440-43-9	7,0E-03	<ld	<0,2	-	<ld	4,7E+01	-	NON	OUI	-	-
Tl	7440-28-0	<0,4	<ld	<0,2	-	<ld	<0,3	-	-	-	-	OUI
As	7440-38-2	3,0E+01	<ld	<2,2	-	3,4E+01	4,9E+01	-	NON	OUI	OUI	-
Se	7782-49-2	<4	<ld	<2,2	-	<3,6	1,7E+00	-	OUI	-	-	-
Sb	7440-36-0	6,0E+01	<ld	<2,2	-	4,8E+00	7,2E+01	-	OUI	-	-	-
Cu	7440-50-8	4,5E+00	1,3E+00	1,8E+00	-	1,4E+00	4,4E+01	-	OUI	-	OUI	-
Co	7440-48-4	6,0E-01	<ld	<0,2	-	<0,4	<0,4	-	OUI	-	-	-
Cr	7440-47-3	1,2E+02	6,1E+00	<3,4	-	2,5E+01	9,1E+01	-	NON	OUI	-	-
Sn	7440-31-5	<1	<ld	<0,2	-	<0,4	5,0E+01	-	-	-	-	OUI
Mn	7439-96-5	6,2E+00	2,2E+00	1,3E+00	-	2,7E+00	5,9E+01	-	OUI	-	-	-
Ni	7440-02-0	6,5E+00	1,7E+00	1,8E+00	-	2,9E+00	1,0E+01	-	NON	OUI	OUI	-
Pb	7439-92-1	7,8E+00	<ld	2,6E+00	-	<3,4	7,2E+01	-	NON	OUI	-	-
V	7440-52-2	<0,8	<ld	<0,4	-	<0,7	<0,6	-	OUI	-	OUI	-
Te	13494-80-9	3,0E+00	4,0E-01	2,0E-01	-	1,2E+00	6,0E-01	-	-	-	-	OUI
Hg	7439-97-6	4,4E+00	<ld	4,9E+00	-	<3,1	3,7E+01	1,8E-01	OUI	-	OUI	-
Ge	7440-56-4	<ld	-	-	-	-	<ld	-	-	-	-	OUI
Ar	7440-37-1	-	-	-	-	-	3,0E+00	-	-	-	-	-
Bi	7440-69-9	1,1E+00	-	-	-	-	8,9E-01	-	-	-	-	OUI

Légende : - : composés non recherchés, < : inférieur à la limite de détection (valeur chiffrée ou « <ld » quand elle n'est pas précisée)

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Ba	7440-39-3	-	-	-	-	-	1,7E+03	-	OUI	-	-	-
Li	7439-93-2	-	-	-	-	-	<0,5	-	-	-	-	OUI
Al	7429-90-5	-	-	-	-	-	1,1E+03	-	-	-	-	OUI
Ag	7440-22-4	-	-	-	-	-	1,2E+01	-	-	-	-	OUI
Mo	7439-98-7	-	-	-	-	-	7,0E+00	-	OUI	-	-	-
Fe	7439-89-6	-	-	-	-	-	8,1E+01	-	-	-	-	OUI
Zn	7440-86-6	-	-	non mesuré	-	-	1,3E+03	-	-	-	-	OUI
Hydrocarbures Aliphatiques (µg/m³)												
Ethane	74-84-0	-	-	-	-	-	3,0E+05	-	-	-	-	-
Butane	106-97-8	-	-	-	5,9E+03	-	9,9E+03	-	-	-	-	OUI
Butane, Iso	75-28-5	-	-	-	8,3E+02	-	2,1E+04	-	-	-	-	-
Propane	74-98-6	-	-	-	-	-	2,6E+04	-	-	-	-	-
Hexane	110-54-3	-	-	-	4,3E+02	-	2,7E+04	-	OUI	-	-	-
Hexane, 2-méthyl	591-76-4	-	-	-	8,7E+02	-	-	-	-	-	-	-
Hexane, 3-méthyl	78918-91-9	-	-	-	1,4E+03	-	-	-	-	-	-	-
Décane	124-18-5	5,4E+03	-	-	7,7E+04	-	1,2E+05	-	-	-	-	OUI
Octane	11-65-9	1,4E+03	-	-	3,2E+03	-	1,7E+04	-	-	-	-	OUI
Nonane	111-84-2	1,3E+00	-	-	2,0E+04	-	5,6E+04	-	-	-	-	OUI
Undécane	1120-21-4	5,7E+03	-	-	3,8E+04	-	4,1E+04	-	-	-	-	-
Butane, 2méthyl	78-78-4	-	-	-	8,0E+03	-	1,2E+04	-	-	-	-	OUI
Octane, 3 méthyl	2216-33-3	-	-	-	-	-	3,3E+01	-	-	-	-	-
Pentane	109-66-0	-	-	-	6,9E+03	-	4,4E+04	-	-	-	-	OUI
Pentane, 3 méthyl	96-14-0	-	-	-	5,9E+02	-	3,0E+04	-	-	-	-	OUI

Composés	N°Cas	Méthanisation					Biogaz décharge		VTR chronique retenue		VTR algues retenue	VLEP
		Boues de STEP	Déchets Agricoles	Déchets Industriels	OM	Biodéchets	Brut	Epuré	A seuil	Sans seuil		
Pentane, 2 methyl	107-83-5	-	-	-	1,2E+03	-	9,2E+00	-	-	-	-	-
Heptane	142-82-5	-	-	-	2,4E+03	-	2,9E+04	-	-	-	-	OUI
Dodecane	112-40-3	3,7E+03	-	-	4,4E+03	-	4,9E+03	-	-	-	-	-
Hexadecane	544-76-3	1,1E+04	-	-	-	-	<100	-	-	-	-	-
Hydrocarbures cycliques (µg/m3)												
Cyclohexane	110-82-7	-	-	-	2,0E+03	-	-	-	OUI	-	-	-
Cyclohexane, méthyl	108-87-2	-	-	-	1,5E+03	-	-	-	-	-	-	-
Cyclopentane, méthyl	96-37-7	-	-	-	3,3E+03	-	-	-	-	-	-	-
Cyclohexane, téthyl 4méthyl	6236-88-0	-	-	-	-	-	2,0E+01	-	-	-	-	-

Légende : - : composés non recherchés, < : inférieur à la limite de détection (valeur chiffrée ou « <ld » quand elle n'est pas précisée)