

Prise en compte des impacts sanitaires des filières de traitement des déchets

Etat de l'Art et pratiques au niveau international



C4H5O2_5 2/ 9/99 THERMC 4H 50 2 0G 300.000 5000.000 1392.000 1
1.64121890E+01 1.20184883E-02-4.40468566E-06 7.30124728E-10-4.42784365E-14 2

**PRISE EN COMPTE DES IMPACTS SANITAIRES
DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS**

**ETAT DE L'ART ET PRATIQUES
AU NIVEAU INTERNATIONAL**

RAPPORT FINAL

décembre 2004

**A. ROUHAN - Réseau Santé Déchets
F. STRASSER - ADIT**

Créée en 1989 à l'initiative du Ministère en charge de l'Environnement, l'association RECORD – REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement – est le fruit d'une triple coopération entre industriels, pouvoirs publics et chercheurs. L'objectif principal de RECORD est le financement et la réalisation d'études et de recherches dans le domaine des déchets et des pollutions industrielles.

Les membres de ce réseau (groupes industriels et organismes publics) définissent collégalement des programmes d'études et de recherche adaptés à leurs besoins. Ces programmes sont ensuite confiés à des laboratoires publics ou privés.

Avertissement :

Les rapports ont été établis au vu des données scientifiques et techniques et d'un cadre réglementaire et normatif en vigueur à la date de l'édition des documents.

Ces documents comprennent des propositions ou des recommandations qui n'engagent que leurs auteurs. Sauf mention contraire, ils n'ont pas vocation à représenter l'avis des membres de RECORD.

- ✓ Pour toute reprise d'informations contenues dans ce document, l'utilisateur aura l'obligation de citer le rapport sous la référence :
RECORD, Etat de l'Art et pratiques au niveau international concernant la prise en compte des impacts sanitaires des filières de traitement des déchets, 2004, 153 pages, n°02-0661/1A.
- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2004

SOMMAIRE

RESUME	7
INTRODUCTION GENERALE	8
1ERE PARTIE : APPROCHE INTERNATIONALE	10
INTRODUCTION	11
I. - RAPPEL SUR LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES	12
I.1 - Introduction	12
I.2 - Présentation détaillée de la démarche	14
II. - SITUATION EN FRANCE	15
II.1 - Législation	15
II.2 - Application de la méthode	17
II.2.1 - Guides sur l'application générale de la méthode	17
II.2.2 - Guides méthodologiques par secteur d'activité ou de pollution	17
III. - SITUATION EN EUROPE	22
III.1 - Réglementation européenne	22
III.1.1 - L'évaluation des risques	22
III.1.2 - Les installations émettrices de substances dangereuses.	23
III.1.3 - Synthèse	25
III.2 - Etat des lieux dans quelques pays européens	26
III.2.1 - Allemagne	27
III.2.2 - Belgique	30
III.2.3 - Pays-Bas	31
III.2.4 - Suède	33
III.2.5 - Suisse	34
III.2.6 - Irlande	35
III.2.7 - Royaume-Uni	35
III.2.8 - Autres pays européens	37
IV. - SITUATION HORS EUROPE	38
IV.1 - Etats-Unis	38
IV.2 - Canada	39
IV.3 - Autres pays non européens	39
V. - CONCLUSIONS	40
2EME PARTIE : EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES POUR L'OMS ET DANS 3 PAYS : ETATS-UNIS, SUEDE ET CANADA	42
VI. - EVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES D'APRES L'OMS	43
VI.1 - Documents	43
VI.2 - Méthode d'évaluation des risques sanitaires liée aux sites de stockage de déchets dangereux	44

VII. - DESCRIPTION DE LA PRISE EN COMPTE DE L'IMPACT SANITAIRE AUX ETATS-UNIS.....	47
VII.1 - Introduction	47
VII.2 - Rappels sur la méthode d'évaluation des risques sanitaires américaine. Différences entre les Agences.	48
VII.3 - Applications officielles actuelles de l'ERS aux Etats-Unis	51
VII.4 - Quelques résultats et points marquants d'ERS effectués aux Etats-Unis et analysés dans la base Info Santé Déchets	53
VII.4.1 - Applications à la comparaison de diverses filières de traitement des déchets	53
VII.4.2 - Evaluation de situations particulières	55
VII.4.3 - Approches méthodologiques	55
VIII. - DESCRIPTION DE LA PRISE EN COMPTE DE L'IMPACT SANITAIRE EN SUEDE.....	57
VIII.1 - Généralités	57
VIII.1.1 - Documents	57
VIII.1.2 - Activités visées par le code de l'environnement	58
VIII.1.3 - Autorités responsables des activités dangereuses pour l'environnement	60
VIII.1.4 - Effets pris en compte	61
VIII.2 - Méthodologie pour le cas des sites contaminés	61
VIII.2.1 - L'évaluation des dangers	62
VIII.2.2 - L'évaluation des niveaux de contamination	63
VIII.2.3 - Le potentiel de migration des polluants	65
VIII.2.4 - Evaluation de l'exposition	65
VIII.2.5 - Evaluation de la protection de l'environnement	66
VIII.2.6 - Mise en parallèle des différentes évaluations	66
VIII.2.7 - Conclusion	68
VIII.2.8 - Experts consultés	69
VIII.3 - Une démarche en chantier	70
VIII.3.1 - Les activités concernées	70
VIII.3.2 - La procédure d'EIS et sa finalité	70
VIII.3.3 - Le principe de précaution	71
VIII.3.4 - Les questions débattues concernant la mise en œuvre	71
VIII.3.5 - Les niveaux de compétences et de responsabilité	73
IX. - DESCRIPTION DE LA PRISE EN COMPTE DE L'IMPACT SANITAIRE AU CANADA.....	74
IX.1 - Généralités	74
IX.1.1 - Documents	74
IX.1.2 - Activités liées à la gestion des déchets	76
IX.1.3 - Autorités responsables	76
IX.1.4 - Effets pris en compte	76
IX.2 - Méthodologie d'évaluation	76
IX.2.1 - Détermination des dangers	77
IX.2.2 - Caractérisation des dangers/ Caractérisation toxicologique	77
IX.2.3 - Evaluation des expositions	81
IX.2.4 - Caractérisation des risques	83
IX.3 - Méthodologie pour le cas des sites contaminés	84
IX.4 - Gestion du risque	86
IX.5 - Conclusion	90
IX.6 - Le cas du Québec	96
IX.6.1 - L'étude d'impact environnemental (EIE)	97

IX.6.2 - La démarche québécoise d'évaluation du risque pour la santé	98
IX.6.3 - La Loi sur les terrains contaminés	100
IX.6.4 - Les Lignes directrices et Principes directeurs : EIE et terrains contaminés	101
IX.6.5 - Le groupe mixte, GTE	102
IX.6.6 - Les installations de traitement des déchets	102
IX.6.7 - Les études volontaires d'évaluation du risque environnemental	103
IX.6.8 - Le bureau des audiences publiques	103
IX.6.9 - L'exemple de l'épandage de déchets organiques pour la fertilisation des sols	104
IX.6.10 - Conclusions	104
IX.6.11 - Experts consultés	105
3EME PARTIE : AUTRES APPROCHES POUR EVALUER LES RISQUES	
SANITAIRES.....	106
X. - LES DIFFERENTES APPROCHES POUR EVALUER LES RISQUES	
SANITAIRES.....	107
X.1 - Les études d'évaluation du risques sanitaire (ERS)	107
X.2 - Les études d'exposition	108
X.3 - Les études épidémiologiques	108
SYNTHESE ET CONCLUSION GENERALE.....	111
SIGLES ET ACRONYMES.....	116
ANNEXE	117

RESUME

Le traitement des déchets produit des émissions dans l'atmosphère, des résidus solides et des effluents liquides qui sont susceptibles d'être toxiques pour l'homme, et plus particulièrement pour les populations riveraines et le personnel des installations de traitement des déchets.

Depuis quelques années, la France applique une procédure d'évaluation des risques sanitaires (ERS) liés au traitement des déchets qui concerne principalement les émissions atmosphériques de l'incinération, son extension au stockage en décharge et d'autres modes de traitement des déchets sont actuellement encore en développement. Pour cela, elle met en œuvre une démarche qui a été développée aux Etats-Unis dans les années 80 par l'Académie des sciences.

L'étude consiste à identifier et à décrire les principales démarches d'évaluation existantes à l'échelle internationale, à rendre compte de l'importance qui leur est octroyée par la législation nationale et à estimer l'efficacité de leur application pratique au niveau des installations et de leur environnement, afin de mettre en évidence d'éventuels écarts par rapports à la législation.

Le programme d'action est organisé en 3 étapes :

1. une phase de collecte des informations sur les différents pays d'intérêt,
2. une phase d'analyse et de synthèse des documents identifiés,
3. une phase de description des moyens mis en œuvre pour l'application sur le terrain des démarches d'ERS.

Ce rapport est constitué de 3 parties :

1. une approche générale de l'ERS au niveau international, en distinguant les pays qui s'y réfèrent ou non
2. une étude approfondie des pays qui pratiquent l'ERS (ou des démarches proches)
3. une présentation d'autres approches de l'estimation des risques sanitaires liés aux impacts industriels

Mots clefs : évaluation des risques sanitaires, traitement des déchets, pratiques internationales, Etats-Unis, Union Européenne, réglementation, méthodologie, mise en œuvre industrielle, mise en œuvre territoriale.

Key words : health hazard assessment, risk assessment, waste treatment ,international practices, United States, European Union, regulation, methodology, industrial implementation, territorial implementation.

INTRODUCTION GENERALE

Depuis une dizaine d'années, plusieurs approches ont été développées en France et au niveau international pour mieux évaluer les possibles impacts sanitaires des émissions industrielles, provenant notamment d'installations de traitements des déchets.

Elles peuvent être classées selon les catégories suivantes :

- L'évaluation des risques sanitaires (ERS),
- Les études épidémiologiques,
- Les études de biomonitoring dans l'environnement, les chaînes alimentaires et les populations humaines.

Depuis quelques années, la France applique une procédure d'évaluation des risques sanitaires (ERS) liés au traitement des déchets qui concerne principalement les émissions atmosphériques de l'incinération ; son extension au stockage en décharge et à d'autres modes de traitement des déchets étant actuellement en développement. Pour cela, elle met en œuvre une démarche qui a été développée aux Etats-Unis dans les années 80 par l'Académie des sciences

Des évaluations de risques publiées récemment telles que celle portant sur l'incinérateur d'Angers ont mis en lumière les difficultés d'interprétation et de communication des résultats, ce qui pose la question de son utilisation de plus en plus large, sans cadre méthodologique précis. Une saisine en octobre 2002 de la DGS à l'AFSSE et à l'INVS porte sur ces questions. Les travaux de ces 2 agences sont en cours.

Ceci montre l'intérêt de comparer l'approche française avec celle de nos voisins européens mais également avec les pays non européens, USA bien sûr, qui a donné naissance à l'ERS mais aussi au Canada et à l'Australie dont l'approche a semblé digne d'intérêt après une première revue internationale.

Diverses sources d'information ont été utilisées à cet égard : consultation d'experts, analyse des documents officiels et publications scientifiques, consultation de la base bibliographique Info Santé Déchets.

En complément de l'ERS, les autres approches de l'estimation des risques sanitaires (épidémiologie, biomonitorage...) sont également analysées au plan international.

Cette synthèse s'appuie sur la collaboration de spécialistes de l'environnement industriel sur le plan international (ADIT) et des relations entre déchets et santé (CAREPS, RSD).

**1ère PARTIE :
APPROCHE INTERNATIONALE**

INTRODUCTION

Le traitement des déchets produit des émissions dans l'atmosphère, des résidus solides et des effluents liquides qui sont susceptibles d'être toxiques pour l'homme, et plus particulièrement pour les populations riveraines et le personnel des installations de traitement des déchets.

Depuis quelques années, la France applique une procédure d'évaluation des risques sanitaires (ERS) liés au traitement des déchets qui concerne principalement les émissions atmosphériques de l'incinération ; son extension au stockage en décharge et d'autres modes de traitement des déchets, étant actuellement encore à l'étude. Pour cela, elle met en œuvre une démarche qui a été développée aux Etats-Unis dans les années 80 par l'Académie des sciences.

RE.CO.R.D. a souhaité mieux connaître les approches qui ont été conçues ou adoptées pour évaluer les risques sanitaires en général, et en particulier dans le cas du traitement des déchets, par les pays les plus actifs dans ce domaine. L'objet de cette étude est d'identifier les pays de l'Union européenne les plus avancés dans cette démarche et de caractériser les méthodes retenues pour la mettre en œuvre. Les données collectées pour ces pays devaient permettre de comparer les différentes approches et les modèles sur lesquels elles s'appuient. La démarche étant originaire des USA, il s'agira aussi de faire le point sur l'évolution de la démarche développée aux USA.

Enfin, RE.CO.R.D. souhaite savoir comment ces approches sont mises en œuvre sur le terrain, d'une part par les autorités (collectivités territoriales), d'autre part par les industriels (exploitants des installations) dans chacun des pays retenus.

L'étude consistera donc à identifier et à décrire les principales démarches d'évaluation existantes à l'échelle internationale, à rendre compte de l'importance qui leur est octroyée par la législation nationale et à estimer l'efficacité de leur application pratique au niveau des installations et de leur environnement, afin de mettre en évidence d'éventuels écarts par rapports à la législation. Il a semblé aussi intéressant de regarder la place faite à la démarche d'ERS dans la législation de l'Union Européenne.

Ce travail doit permettre aux membres de RE.CO.R.D. de tirer des enseignements des expériences internationales et de les guider dans l'analyse de la situation française.

Le programme d'action est organisé en 3 étapes :

1. une phase de collecte des informations sur les différents pays d'intérêt,
2. une phase d'analyse et de synthèse des documents identifiés,
3. une phase de description des moyens mis en œuvre pour l'application sur le terrain des démarches d'ERS.

Cette première partie présente les résultats de la phase de collecte des informations.

I. - RAPPEL SUR LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES

I.1 - Introduction

La démarche utilisée a été formalisée par l'Académie des Sciences des Etats Unis en 1983.

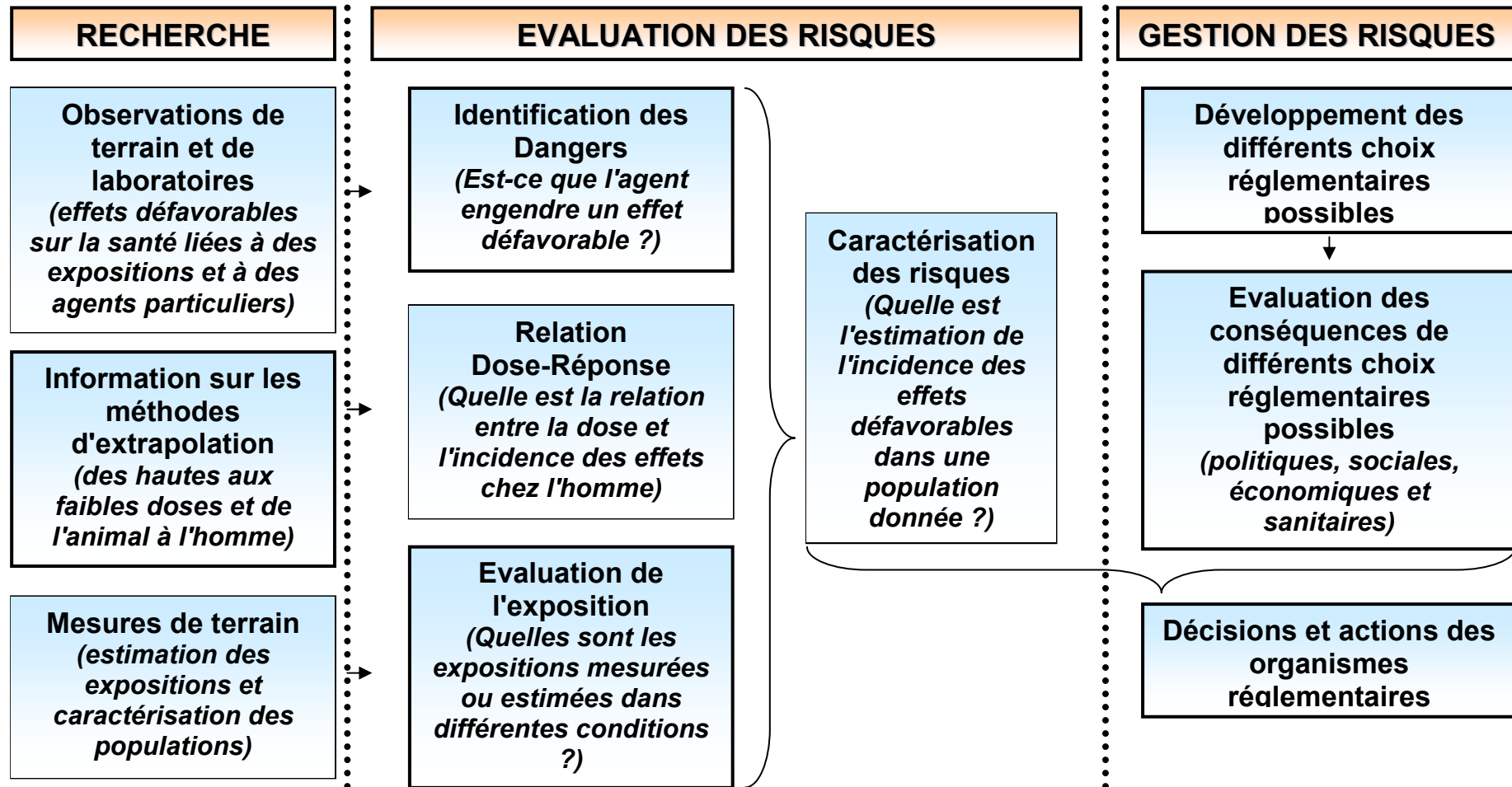
La démarche impose quatre étapes successives :

1. Identification des dangers,
2. Recherche des relations dose-réponse,
3. Estimation des expositions,
4. Caractérisation des risques.

Rappelons que par impact sanitaire, on entend impact sur la santé de l'homme. La question de l'impact sur les animaux et végétaux ne sera donc pas traitée ici.

Le schéma conceptuel de la démarche est présenté dans la Figure 1.

Figure 1
Schéma conceptuel de la démarche d'évaluation des risques (Académie des Sciences, USA, 1983)



1.2 - Présentation détaillée de la démarche

L'évaluation des risques telle qu'elle est décrite par l'Académie des Sciences en 1983, comporte 4 étapes qui sont présentées dans les paragraphes suivants :

L'identification des dangers consiste à déterminer les effets néfastes des agents physiques, chimiques ou biologiques. Cette étape repose sur l'interprétation des résultats de l'observation médicale, des études épidémiologiques et toxicologiques. Elle permet de dresser la liste des dangers qui peuvent être liés à un polluant. L'idéal est de disposer d'observations épidémiologiques chez l'homme. A défaut, des résultats expérimentaux (sur l'animal) peuvent être utilisés.

La détermination de la relation dose-réponse est l'estimation de la probabilité de survenue des effets décrits dans l'identification des dangers. Il s'agit de définir les liens et de quantifier le ou les liens entre la dose administrée (ou l'exposition) et le ou les effets délétères. La quantification de cette relation est exprimée par des indices toxicologiques regroupés sous le terme générique de valeur toxicologique de référence (VTR). Ces VTR sont souvent extrapolées à partir de résultats d'expérimentations animales des hautes doses vers les basses doses (qui caractérisent les pollutions environnementales et pour lesquelles l'effet est plus difficile à mesurer). Le développement récent et important des connaissances épidémiologiques permet aujourd'hui, dans certains domaines, de se soustraire à l'incertitude liée à cette extrapolation.

L'évaluation des expositions consiste à déterminer les émissions, les voies de transfert, les vitesses de déplacement des substances et leur transformation ou leur dégradation afin d'évaluer les concentrations ou les doses auxquelles les populations humaines sont susceptibles d'être exposées. Les populations cibles de ces voies d'exposition doivent être caractérisées en terme de nombre, de sensibilité et de temps d'exposition aux agents.

La caractérisation des risques est une estimation quantitative de l'excès de risque lié aux polluants. Elle fait la synthèse, pour un polluant donné, des données d'émission, des voies d'exposition et des relations dose-réponse.

II. - SITUATION EN FRANCE

II.1 - Législation

Un travail préliminaire¹ réalisé pour RE.CO.R.D. sur les nouvelles exigences en matière d'évaluation de l'impact sur la santé des projets d'aménagement industriel et de transport a été réalisé en 2000. Celui-ci présente les principaux textes réglementaires français en matière d'ERS aussi nous ne présenterons ceux-ci que succinctement de façon à ne pas être redondant avec ce document. En France les procédures concernant les installations industrielles soumises à autorisation et les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) ont été instaurées fortement par les lois de 1976. La loi du 10 juillet 1976 (modifiée en particulier par la loi du 30 décembre 1996) qui a trait à la protection de la nature et aux études d'impact en particulier, ne s'applique cependant pas directement aux ICPE et le décret d'application datant du 12 octobre 1977 exclut clairement les ICPE du champ d'application de la loi.

C'est par la loi du 19 juillet 1976 qu'a été étendue aux ICPE, la notion d'études d'impact, prévues par la loi du 10 juillet 1976. C'est également par cette loi du 19 juillet 1976 que les contraintes de réalisation d'études de dangers apparaissent. Le décret d'application de cette loi date du 21 septembre 1977.

L'article 1^{er} de la loi du 19 juillet 1976 apporte une définition des installations concernées par la loi.

Art. 1^{er} de la loi du 19 juillet 1976 sur les ICPE :

Sont soumis aux dispositions de la présente loi les usines, ateliers, dépôts, chantiers et d'une manière générale les installations exploitées ou détenues par toute personne physique ou morale, publique ou privée, qui peuvent présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé, la sécurité, la salubrité publique, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature et de l'environnement, soit pour la conservation des sites et des monuments.

A l'issue de la parution de ces textes, toutes les activités, installations ou aménagements peuvent être classés en 2 catégories en fonction de la gravité des dangers ou des inconvénients que peut présenter leur exploitation :

- Celles qui sont soumises à un régime de déclaration simple,
- Celles qui sont soumises à autorisation préfectorale d'exploiter et qui doivent réaliser une étude d'impact.

Les installations visées dans l'article 1 sont définies dans la nomenclature des installations classées établies par décret du conseil d'Etat.

La nomenclature précise que les stations de transit, les décharges, les établissements de traitement et d'incinération des déchets sont des installations classées.

¹ Réseau Santé Déchets. Ph Thoumelin. Les nouvelles exigences en matière d'évaluation de l'impact sur la santé des projets d'aménagement industriel et de transport. Rapport pour RECORD. Contrat N°99-0655/1A. 22-09-2000.

Dans la nomenclature des installations classées, les installations de traitement des déchets sont classées dans la rubrique 322 pour les déchets ménagers et dans la rubrique 167 pour les déchets industriels.

Mais ce n'est qu'à partir de 1996 que **la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie (LAURE) et son article 19** qui modifie l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976, permet de renforcer les mesures concernant l'évaluation de l'impact sanitaire au sein même de l'étude d'impact.

La circulaire du 17 février 1998 du ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) marque l'entrée en vigueur de ces nouvelles dispositions. Un an après, une enquête de l'Institut de Veille Sanitaire auprès des services de l'Etat montre que seulement 1,4 % des dossiers présentent une étude sur la santé. Ce sont avant tout la circulaire du MATE du 17 février 1998 et la note du 19 juin 2000 qui ont défini le cadre et les grands principes de la démarche visant à renforcer la protection de la santé publique et qui précise que, pour tous les projets requérant une étude d'impact, une étude des effets sur la santé et la présentation des mesures envisagées pour supprimer, réduire et si possible compenser les conséquences dommageables du projet pour l'environnement et la santé, doit être menée. La circulaire de 1998 précise de plus que ceci concerne les projets publics et privés et que l'étude des effets ne doit pas se limiter à la seule pollution de l'air. La note du 19 juin 2000 concerne spécifiquement les ICPE. Elle précise le contenu des études d'impact sanitaire et présente les grandes phases de la démarche d'évaluation des risques.

Depuis d'autres circulaires sont venues renforcer les textes pour l'application de la démarche d'évaluation des risques.

- La circulaire DGS/VS3 du 3 février 2000 informe les services de l'Etat de l'existence d'un guide de lecture et d'analyse du volet sanitaire des études d'impact auquel ceux-ci peuvent se référer.
- La circulaire DGS du 11 avril 2001, précise le rôle des DDASS et insiste sur le "contenu minimal" des aspects sanitaires de l'étude d'impact :
 - collecte des données sur les sous groupes de populations sensibles,
 - description socio démographique présente et future de la population,
 - identification des sources de données sur l'état sanitaire de la population (registre du cancer, réseau sentinelle, études épidémiologiques etc),
 - recherche des usages sensibles à proximité de l'installation et des lieux et milieux d'exposition,
 - inventaire des émissions et critères de sélection des agents étudiés correctement décrit.

Des instructions spécifiques sont parues pour certaines installations :

- Circulaire du 7 mars 2000 sur les ICPE de production de chlore par électrolyse à cathode à mercure.
- Circulaire du 2 août 2001 sur les ICPE produisant ou mettant en œuvre le chlorure de vinyle monomère.

II.2 - Application de la méthode

II.2.1 - Guides sur l'application générale de la méthode

Afin de guider l'application des nouvelles exigences réglementaires, l'InVS a publié en mai 2000 un **guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact**, qui n'est pas spécifique aux ICPE. Ce guide avait pour objectif de donner aux professionnels des services de l'Etat en charge de l'analyse des dossiers d'études d'impact, les éléments nécessaires pour réaliser une lecture critique du volet sanitaire.

En septembre 2000, l'INERIS met en ligne sur son site internet un document intitulé « **Evaluation des risques sanitaires liés aux substances chimiques dans l'étude d'impact des ICPE** ». Une ultime version est sortie en 2003. Ce document développe la méthodologie permettant la réalisation des études des effets sur la santé dans le cadre spécifique des ICPE.

Ces deux documents apportent **les fondements** de l'application de la méthode d'ERS en France. Néanmoins d'autres ouvrages ont été rédigés pour des catégories particulières d'installations industrielles ou des situations particulières de pollution.

II.2.2 - Guides méthodologiques par secteur d'activité ou de pollution

2 guides méthodologiques sont plus particulièrement dédiés à l'application de la démarche **aux sols pollués** :

- un guide méthodologique² rédigé par l'INERIS et le Bureau de Recherches Géologiques et Minières (BRGM) en juin 2000, www.fasp.info.fr. Ce document porte sur les sols pollués.
- un guide méthodologique³ de la gestion des sites industriels potentiellement contaminés par des substances radioactives (datant de mai 2001), de l'Institut de Radioprotection et de Sécurité Nucléaire, IRSN, www.irsn.org.

3 documents sont centrés sur les risques biologiques et le risque lié au fonctionnement des installations de compostage :

- l'INERIS a proposé une méthode d'évaluation des risques biologiques⁴. Ce document fait aussi le point sur l'impact des agents biologiques sur la santé de la population et présente la manière dont le risque biologique est pris en compte actuellement.
- L'ENSP a réalisé un travail⁵ pour le compte de la FNADE et du MEDD sur les risques non microbiologiques liés au compostage. Ce document ne reprend pas

² BRGM. Gestion des sites pollués. Version 0. juin 2000

³ IPSN. Guide méthodologique des sites potentiellement contaminés par des substances radio-actives. Version 0. Mai 2001.

⁴ INERIS. Le risque biologique et la méthode d'évaluation des risques. Rapport pour le MATE. 15 Novembre 2001. 70 p.

⁵ ENSP. Eléments pour la prise en compte des effets des unités de compostage de déchets sur la santé des populations riveraines. Rapport d'étude pour le compte de la FNADE et de MEDD. Avril 2002.

l'ensemble de la démarche d'évaluation des risques mais il décrit l'activité de compostage, fait l'inventaire des émissions atmosphériques des composés chimiques et des nuisances. Les effets sur la santé et les relations dose-effets sont décrits pour les polluants émis.

- Le CAREPS à la demande de l'ADEME a mené un travail bibliographique⁶ sur l'évaluation des risques liés aux bio-aérosols générés par le compostage des déchets. Il s'agissait de réaliser un inventaire des connaissances sur les micro-organismes, antigènes et toxines présents dans le compost et l'air des usines de compostage et sur la toxicité et la pathogénicité de ces substances. Les connaissances sur les risques aéroportés liés au compost au travers d'études de cas, d'études épidémiologiques en milieu du travail sont recensées dans ce document. Les quelques expériences d'évaluation des risques sont rapportées.

D'autres groupes sectoriels travaillent sur l'élaboration de la méthode d'ERS pour différentes sources d'émissions industrielles.

Incinération

Un groupe de travail piloté par l'ASTEE a élaboré un guide méthodologique sur les usines d'incinération, disponible notamment sur le site du MEDD. Ce guide se limite aux émissions atmosphériques. 3 aspects sont particulièrement traités :

- La définition de la zone d'étude,
- L'établissement d'une liste de substances minimales à prendre en compte,
- La définition des voies d'exposition à prendre en compte.

Au delà de la seule dimension de l'évaluation des risques et devant les crises successives concernant les émissions atmosphériques des usines d'incinération, un groupe de travail sous l'égide de l'AFSSA et de l'InVS s'est mis en place afin de répondre à la question de l'impact sanitaire des usines d'incinération d'ordures ménagères. 3 sous groupes ont été créés pour répondre à différents aspects de la problématique :

- Elaboration d'un guide pour la conduite à tenir lors d'une demande locale d'investigations sanitaires autour d'un incinérateur d'ordures ménagères,
- Mise au point d'un protocole afin d'étudier l'exposition de la population aux dioxines en rapport avec les émissions d'UIOM,
- Emissions de recommandations sur la mise en place d'une étude épidémiologique afin d'évaluer les effets sanitaires des émissions de dioxines.

Ces sous-groupes se sont réunis de mai 2002 à mai 2003 et ont chacun rendu leur conclusion. Les études qui devaient être mises en place suite aux recommandations des 2 derniers groupes ci-dessus groupes sont en cours de réalisation

⁶ CAREPS. Etude bibliographique sur l'évaluation des risques liés aux bio-aérosols générés par le compostage des déchets. Rapport n° 317 pour le compte de l'ADEME. Mars 2002.

Un travail plus ancien et qui sert encore de référence avait été mené par la Société Française de Santé Publique sur l'incinération des déchets et la santé⁷. Dans ce travail, qui faisait notamment un état des connaissances, la démarche d'évaluation des risques avait été utilisée pour étudier le cas des émissions des incinérateurs en France en se plaçant dans 2 situations : une situation d'émissions correspondant à la moyenne des incinérateurs français et une situation d'émission péjorative.

Les centres d'enfouissement techniques

- Un groupe de travail a été réuni à la demande du MEDD et piloté par l'ASTEE. Son objectif est de rédiger un guide d'évaluation de l'impact sur la santé des projets d'installations de stockage des déchets ménagers et assimilés.

- Un groupe de travail piloté par l'InVS dont l'objectif est l'établissement d'un état des connaissances scientifiques sur la réalité, la nature et l'ampleur d'un éventuel impact sanitaire des procédés de stockage des déchets, depuis les déchets bruts jusqu'aux déchets ultimes issus des déchets ménagers et assimilés et des déchets industriels selon les diverses circonstances techniques et environnementales de stockage.
 - A partir d'une liste issue de la liste des substances qui sont le plus souvent rencontrées sur les décharges faisant partie de la liste nationale prioritaire aux USA (NPL = National Priority List) 275 substances ont été sélectionnées auxquelles ont été rajoutées des substances d'intérêt national (HAP et dioxines).
 - Sélection d'environ 40 substances dans un premier temps.
 - Etude du cas particulier des effets sur le développement et la reproduction.

Les rapports de ces groupes de travail n'ont pas encore été rendus.

Un travail plus ancien et qui sert encore de référence avait été mené par la Société Française de Santé Publique sur l'incinération des déchets et la santé⁸. Dans ce travail la démarche d'évaluation des risques avait été utilisée pour étudier le cas des émissions des incinérateurs en France en se plaçant dans 2 situations : une situation d'émissions correspondant à la moyenne des incinérateurs français et une situation d'émission péjorative.

Le compostage

A l'initiative du MEDD et suite aux deux travaux cités plus haut, un groupe de travail sur l'élaboration d'un guide méthodologique pour l'évaluation des risques sanitaires liés aux plates-formes de compostage a été constitué en février 2003. Celui-ci rassemble des membres du ministère de la Santé, de l'ADEME, de l'ENSP, du CAREPS, de l'INERIS et des industriels du déchet.

⁷ SFSP. L'incinération des déchets et la santé publique. Collection Santé et Société n° 7. Novembre 1999. 367 p.

⁸ SFSP. L'incinération des déchets et la santé publique. Collection Santé et Société n° 7. Novembre 1999. 367 p.

Les raffineries

Ce groupe de travail est piloté par le MEDD. L'UFIP (Union Française des Industries Pétrolières) et l'INERIS participent également à ce groupe. La méthode utilisée est un peu différente. Il s'agit de l'étude d'un cas pédagogique d'une installation ayant une capacité de traitement de 100 millions de tonnes de pétrole et située en bordure de mer.

Transports routiers et ferroviaires

Ce groupe de travail a pour objectif de réaliser un addendum au guide méthodologique⁹ du CERTU (Centre d'Etude et de Recherche dans les Transports Urbains) portant sur les études d'environnement dans les projets routiers. Cette addendum porte sur le volet sanitaire des études d'impact des infrastructures routières. Un sous-groupe est plus particulièrement en charge du choix des polluants traceurs de risque et des valeurs toxicologiques de référence. Ces groupes fonctionnent depuis juin 2002 et le travail devrait être clos fin 2003.

Les carrières.

Ce groupe qui se met en place est centré sur la problématique des poussières et de leur granulométrie.

Les élevages

Ce groupe est piloté par la DRASS de Bretagne et s'intéresse plus particulièrement aux émissions de poussières organiques, aux aérobio-contaminants et au problème des odeurs.

Grandes installations de combustion à charbon

Ce groupe de travail est piloté par le MEDD. Une étude de référence portant sur une installation moderne brûlant du charbon a été réalisée dans le cadre de ce groupe. Ce travail a été mené par l'INERIS en plusieurs étapes :

- La caractérisation du risque par inhalation (mai 2003)
- L'évaluation du risque par ingestion (paru en mars 2003)

Ces 2 rapports sont disponibles sur le site internet de l'INERIS.

Aspects méthodologiques généraux

Enfin un groupe de travail se penche sur la définition de l'état initial et en particulier sur le problème du bruit de fond.

Un groupe formalisé par arrêté du MEDD est en place sur les études de danger dans les ICPE.

⁹ CERTU, Ministère de l'aménagement du Territoire et de l'Environnement, Ministère de l'Équipement, des transports et du Logement, SETRA. "Note méthodologique sur les études d'environnement dans les projets routiers "Volet Air" et annexe technique". Juin 2001: 134 p et 219 p

III. - SITUATION EN EUROPE

III.1 - Réglementation européenne

Le droit communautaire instaure dans des textes bien différents, l'évaluation du risque sanitaire et les installations à risque c'est-à-dire les établissements utilisant des substances présentant des dangers pour l'homme et l'environnement.

III.1.1 - L'évaluation des risques

Celle-ci ne concerne que la mise sur le marché de substances dangereuses ou toxiques.

Ces règlements ont été rédigés pour permettre l'amélioration de la réglementation envers l'usage ou la mise sur le marché de substances dangereuses afin d'apporter une aide et afin de pallier aux manques d'informations sur les banques de données en ce qui concerne la santé humaine et l'impact environnemental. C'est la base de l'évaluation des risques sanitaires.

- Le **Règlement de l'Union européenne n°793/93 du 23 mars 1993** concernant l'évaluation et le contrôle des risques présentés par les substances existantes décrit la procédure d'évaluation des risques de l'UE. Cette directive concerne les substances existantes et les substances nouvelles. La démarche est décrite de façon précise dans la directive 93/67 du 20 juillet 1993 (et dans le règlement 1488/94/CE) qui établit les principes d'évaluation des risques, pour l'homme et l'environnement, des substances et qui préconise une démarche en 4 étapes (identification des dangers, étude des relations dose/effet, évaluation de l'exposition, caractérisation des risques). Près de 2700 substances nouvelles ont été évaluées mais il existe un passif important pour les 100 000 substances existantes. Un livre Blanc a été publié en 2001. Ce livre intitulé *Stratégie pour une future politique dans le domaine des substances chimiques (2001)* propose un système REACH (Registration, Evaluation, Authorization of Chemicals) et un projet de Directive (cf. Livre-blanc-chimique.pdf, sumrecra1.pdf, sumrecra2.pdf). Il part du constat que la procédure d'évaluation des risques est trop lourde et qu'il convient de faire des propositions pour une future politique communautaire dans le domaine des substances dangereuses, dont la finalité est le développement durable.

- Le Bureau européen des substances chimiques (**European Chemicals Bureau, ECB**, à Ispra, Italie) créé en 1993 au sein du Joint Research Center (JRC) de la Commission européenne (<http://ecb.jrc.it>) est le point de centralisation des données et procédures d'évaluation des substances chimiques dangereuses. L'ECB propose des bases de données, des systèmes d'information et des outils d'ERS des substances chimiques (par exemple : IUCLID (International Uniform Chemical Information Database), EUSES (European System for the Evaluation of Substances), HEDSET (Harmonized Electronic DataSET), etc).

- A la commission européenne, la Direction Générale de la santé et de la protection du consommateur (**DG SANCO**) a publié en 2000 un rapport dont l'objet était d'harmoniser les procédures d'évaluation des risques entre les différentes commissions d'évaluation. Ce rapport est axé sur l'évaluation des substances dangereuses (First report on the harmonisation of risk assessment procedures, october 2000).

III.1.2 - Les installations émettrices de substances dangereuses.

La directive IPPC (Integrated Pollution Prevention and Control ou directive 96/61/CE du 24 septembre relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution), la directive dite SEVESO 2 (directive 96/82/CE du 9 décembre 1996) et la directive EIA (Environment Impact Assessment) sont les 3 principaux textes européens concernant l'environnement industriel.

» La **directive IPPC**, relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution, est largement inspirée du modèle français (ICPE). L'article 1 précise l'objectif de la directive : " la directive prévoit les mesures visant à éviter ou à réduire les émissions des activités susvisées dans l'air, l'eau, le sol, y compris les mesures concernant les déchets, afin d'atteindre un niveau élevé de protection de l'environnement". Elle impose en particulier le recours dans les établissements dangereux aux meilleures technologies disponibles à un coût économiquement acceptable : les BATNEEC (Best Available Technologies Not Entailing Excessive Costs), à ne pas confondre avec les BATNIP (Best Available Technologies Not Involving Prosecutions). Le contenu de la directive est disponible à :

http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=fr&numdoc=31996L0061&model=guichett

Article 2 de la directive IPPC : Définitions

1) «*substance*» : tout élément chimique et ses composés, à l'exclusion des substances radioactives au sens de la directive 80/836/Euratom et des organismes génétiquement modifiés au sens de la directive 90/219/CEE et de la directive 90/220/CEE ;

2) «*pollution*» : l'introduction directe ou indirecte, par l'activité humaine, de substances, de vibrations, de chaleur ou de bruit dans l'air, l'eau ou le sol, susceptibles de porter atteinte à **la santé humaine** ou à la qualité de l'environnement, d'entraîner des détériorations aux biens matériels, une détérioration ou une entrave à l'agrément de l'environnement ou à d'autres utilisations légitimes de ce dernier ;

5) «*émission*» : le rejet direct ou indirect, à partir de sources ponctuelles ou diffuses de l'installation, de substances, de vibrations, de chaleur ou de bruit dans l'air, l'eau ou le sol ;

Annexe 1 de la directive IPPC : Catégories d'installations industrielles visées :

1. *Industries d'activités énergétiques*
2. *Production et transformation des métaux*
3. *Industrie minérale*
4. *Industrie chimique*
5. *Gestion des déchets*

5.1. *Installations pour l'élimination ou la valorisation des déchets dangereux de la liste (art. 1^{er} § 4) de la directive 91/689/CEE, telles que définies aux annexes IIA et IIB (opérations R1, R5, R6, R8 et R9) de la directive 75/442/CEE et par la directive 75/439/CEE concernant l'élimination des huiles usagées, avec une capacité de plus de 10 t/j.*

5.2. *Installations pour l'incinération des déchets municipaux définies par la directive 89/369/CEE concernant la prévention de la pollution atmosphérique des installations nouvelles d'incinération des déchets municipaux et la directive*

89/429/CEE concernant la réduction de la pollution atmosphérique en provenance des installations existantes d'incinération des déchets municipaux, d'une capacité supérieure à 3 t/h.

5.3. Installations pour l'élimination des déchets non dangereux définie à l'annexe II A de la directive 75/442/CEE (rubriques D8, D9, avec une capacité de plus de 50 t/j).

5.4. Décharges recevant plus de 10 t/j ou d'une capacité totale de plus de 25 000 tonnes, à l'exclusion des décharges de déchets inertes.

6. Autres activités

➤ La **directive SEVESO 2** (directive 96/82 du 9 déc. 1996) concerne « la **maîtrise des dangers liés aux accidents majeurs** impliquant des substances dangereuses ». Elle ne concerne donc qu'une certaine catégorie d'installations. La transposition en droit français est effective depuis la publication de l'arrêté et de la circulaire du 10 mai 2000. Disponible à : http://europa.eu.int/smartapi/cgi/sga_doc?smartapi!celexapi!prod!CELEXnumdoc&lg=FR&numdoc=31996L0082&model=guichett

Article 3 de la directive Seveso - Définitions :

«*accident majeur*» : un événement tel qu'une émission, un incendie ou une explosion d'importance majeure résultant de développements incontrôlés survenus au cours de l'exploitation d'un établissement couvert par la présente directive, entraînant pour la santé humaine, à l'intérieur ou à l'extérieur de l'établissement, et/ou pour l'environnement, un danger grave, immédiat ou différé, et faisant intervenir une ou plusieurs substances dangereuses ;

Article 4 de la directive Seveso - Exclusions :

Sont exclus de l'application de la présente directive :

a) *les établissements, installations ou aires de stockage militaires ;*

b) *les dangers liés aux rayonnements ionisants ;*

c) *les transports de substances dangereuses et le stockage temporaire intermédiaire par route, rail, voies navigables intérieures et maritimes ou par air.....;*

d) *le transport de substances dangereuses par pipelines, y compris les stations de pompage, à l'extérieur des établissements visés par la présente directive ;*

e) *les industries extractives dont l'activité est l'exploration et l'exploitation des matières minérales dans les mines et les carrières, ainsi que par forage ;*

f) *les décharges de déchets.*

Ainsi, en France, une modification importante de la nomenclature des ICPE est intervenue le 28 décembre 1999 (décret n°99-1220), certains seuils pour l'instauration de servitudes d'utilité publique sont maintenant harmonisés avec les seuils SEVESO.

➤ La directive peut-être la plus importante est le **la directive EIA (Environment Impact Assessment)** relative à l'évaluation de l'incidence de certains projets publics et privés sur l'environnement (Directive 85/337/CEE modifiée par la Directive 97/11/CE). Cette directive couvre un large tableau d'activités allant des industries aux projets d'infrastructures.

Elle introduit des éléments concernant la procédure à suivre tels que les dispositions nécessaires pour l'établissement de l'impact sur l'environnement ou la consultation du public. Dans cette directive le terme "environnement" est entendu au sens large puisque l'article 3 précise que l'évaluation des incidences sur l'environnement doit identifier les effets directs et indirects d'un projet sur les facteurs suivants :

- L'homme, la faune et la flore,
- Le sol, l'eau, l'air, le climat, et le paysage,
- Les biens matériels et le patrimoine culturel,
- L'interaction entre les différents facteurs ci-dessus.

Parmi les informations que doit fournir le maître d'ouvrage on relève la nécessité de fournir une description du projet et des mesures envisagées pour éviter et réduire les effets négatifs importants et si possible y remédier. Le dossier doit aussi comporter les données nécessaires pour identifier et évaluer les effets principaux que le projet est susceptible d'avoir sur l'environnement. Mais il n'est nulle part précisé la méthode à utiliser pour répondre à cette directive et en particulier la méthode d'évaluation des risques sanitaires n'est absolument pas évoquée.

III.1.3 - Synthèse

Dans un travail d'intercomparaison des exigences réglementaires de l'ERS pour les équivalents ICPE¹⁰, réalisé pour le compte de l'INERIS, il est précisé l'importance de souligner que la directive IPPC, transposée dans chacun des pays membres de l'UE, n'est pas directement un équivalent ICPE. La transcription de la directive EIA est plus proche du système de procédure d'autorisation ICPE français.

Comme cela a déjà été mentionné, aucun article ne concerne la mise en place d'une évaluation des risques pour la santé humaine au sein des procédures d'autorisation pour les établissements à risque. La procédure EIA est limitée à une prédiction assez générale des futurs changements de l'environnement.

En France les 2 directives IPPC et EIA ont été intégrées en un seul texte : celui sur les ICPE.

Par ailleurs, à l'occasion d'un colloque organisé par ARIA Technologies et l'AFITE (Association Française des Ingénieurs et Techniciens de l'Environnement) et portant sur l'évaluation des risques sanitaires des retombées atmosphériques (19 juin 2003), Michèle Legeas de l'Ecole Nationale de Santé Publique (département EGERIES) et présidente de l'Observatoire des Pratiques d'Évaluations des Risques Sanitaires dans les Études d'Impact (OPERSEI), confirmait, au cours de son intervention, qu'il n'existait pas de cadre réglementaire européen en ce qui concerne les évaluations des risques sanitaires pour les installations industrielles. A la différence de la France, il n'y a pas de systématisme ailleurs.

¹⁰ Lemesle Stéphanie. Intercomparaison des exigences réglementaires de l'évaluation des risques sanitaires pour les équivalents ICPE pour les états membres de l'UE. Rapport de stage à l'INERIS sous la direction de Dr. Céline Boudet, Ingénieur de l'Unité ERS. Mars 2001.

III.2 - Etat des lieux dans quelques pays européens

Cette étape a été réalisée par l'ADIT. Elle a présenté des difficultés certaines en raison d'une part, de la recherche dans les autres pays, d'une réglementation similaire à celle de la France pour les ICPE qui a nécessité la collecte des diverses réglementations nationales (air, eau, sols) susceptibles d'aborder cet aspect, et d'autre part, de l'absence d'un interlocuteur sur cette question au niveau de la communauté européenne, les compétences étant partagées entre les divers directions générales (environnement, santé, protection du consommateur). Ce résultat n'est pas sans rappeler un commentaire figurant dans le rapport intitulé : « Intercomparaison des exigences réglementaires de l'ERS pour les équivalents ICPE dans les pays membres de l'UE » qui résume bien la situation ; ce rapport relève que *« la France a sans cesse été en avance sur les demandes réglementaires de l'Union Européenne, avec sa législation sur les Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Au niveau Européen, aucun recoupement n'a été fait à ce jour entre l'évaluation des risques sanitaires concernant l'émanation de substances toxiques dans les compartiments environnementaux et la législation sur les installations nécessitant une demande d'autorisation d'exploiter, de part leur caractère dangereux pour l'homme et l'environnement »*.

Et selon les conclusions de ce rapport *« il semble que les pays membres de l'Union Européenne n'aient pas devancé les réglementations communautaires jusqu'à présent, excepté la Belgique, dans la région de Flandres, qui, a priori, réaliserait une évaluation des risques sanitaires proche de la démarche utilisée en France.*

Il apparaît alors, que la France, conserve son avance vis-à-vis des autres membres de l'Union Européenne, dans le domaine des ICPE et de la prise en compte des risques sanitaires potentiellement engendrés sur les populations voisines d'installations dites dangereuses. »

Les chapitres suivants ne présentent pas en détail les documents qui ont pu être collectés dans chaque pays. Mais il s'agit plutôt d'un résumé des contacts avec les différents experts et d'une présentation succincte des documents d'intérêt qui ont pu être collectés sur la question.

Les pays choisis pour l'investigation ont été sélectionnés sur différents critères :

- soit il s'agit de pays connus pour leurs performances dans le domaine de l'environnement et en particulier celui des déchets (comme l'Allemagne, les Pays-Bas, la Suisse)
- soit il s'agit de pays mentionnés dans un document de référence, relevés par un expert ou proposés par RE.CO.R.D. (Belgique, Royaume-Uni, Suède).

Ainsi selon ces critères, sept pays européens ont été retenus pour l'investigation en plus des Etats-Unis et du Canada :

- l'Allemagne,
- la Belgique,
- l'Irlande,

- les Pays-Bas
- le Royaume-Uni,
- la Suède,
- la Suisse.

En préambule signalons qu'un document de l'OMS¹¹ a été publié en 2000 sur la méthode d'évaluation des risques sanitaires liés à l'exposition aux substances dangereuses émanant des décharges. Il s'agit du rapport d'un groupe de travail mené dans le cadre de l'objectif n°10 que s'est fixé l'OMS : « *Un environnement sain et sur en 2015* ». Pour ce groupe de travail, une évaluation des émissions d'une décharge peut être nécessaire dans 3 situations : pour vérifier que la réglementation est respectée, pour répondre à l'interrogation de la population ou bien dans le cadre de recherches épidémiologiques. Le guide propose de procéder par étapes. Les méthodes proposées pour l'évaluation de l'exposition incluent les mesures environnementales et la modélisation. Un chapitre porte sur les études épidémiologiques (dans quelles situations les faire, quel type d'études entreprendre, les données minima à collecter, l'intérêt des biomarqueurs).

Par ailleurs, dans un sommaire des principes de la Charte européenne sur l'environnement et la santé datant de 1989 repris dans un document canadien, il est stipulé que « *l'OMS recommande fortement la participation des services de santé publique à l'évaluation de l'impact sur l'environnement, qui est une activité intersectorielle. Or, pour apporter une contribution positive à cet égard, les spécialistes de la santé doivent connaître les concepts et les méthodes associés à cette forme d'évaluation* ».

III.2.1 - Allemagne

C'est la loi sur les émissions, Emissionsschutz Gesetz ([BImSchG](#), Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge), sur l'épuration des eaux (AbwAG, Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer) et la protection des sols ([BBodSchG](#) Bundesbodenschutzgesetz, et les réglementations associées (décret, ordonnances) qui fixent les conditions d'exploitation des installations industrielles. Les détails techniques et méthodologiques d'évaluation (seuils autorisés, polluants chimiques, etc) figurent dans les instructions techniques sur l'air TI Luft.

Les procédures d'attribution des autorisations de construire et les procédures de contrôle des installations en fonctionnement ont pour but d'évaluer les risques environnementaux et sanitaires. Leur application relève de la compétence des Länder.

A noter que le ministère fédéral de l'Environnement a présenté, en avril 1999, la première version d'un projet de Livre du droit de l'environnement (Umweltgesetzbuch, UGB I) dans lequel les textes de loi relatifs à la délivrance des autorisations et à la surveillance des projets et installations susceptibles d'avoir une incidence écologique (sites industriels, installations de traitement des déchets, décharges, stations d'épuration des eaux, etc) sont simplifiés, uniformisés et modernisés d'un point de vue écologique. Ce projet devait transcrire simultanément les directives européennes relatives aux études d'impact sur l'environnement

¹¹ WHO Régional Office for Europe. European centre for Environment and Health. Methods of assessing risk to health from exposure to hazards released from waste landfills. Report from au WHO Meeting. Lodz. Poland, 10-12 April 2000.

(EIA) et la directive 96/61/EC sur la prévention et la réduction intégrée de la pollution (IPPC) et aux documents de référence BAT (Best Available Techniques) que l'Europe a rédigés dans ce cadre. Ces documents font l'inventaire des activités d'un secteur industriel dans le but de tracer les émissions dans l'environnement dues aux procédés actuellement appliqués et des techniques ayant le plus faible impact environnemental (eau, air, déchets, énergie...).

Il apparaît donc clairement que les études d'impact concernent les risques écologiques et non pas les risques menaçant la santé publique.

Signalons toutefois qu'une publication allemande présentant l'ERS appliquée à l'incinération a été enregistrée dans la base ISD.

Par ailleurs, l'Académie pour l'évaluation scientifique des technologies de Stuttgart (Akademie für Technikfolgenabschätzung) a présenté devant la Commission Européenne un nouveau concept de reconnaissance précoce et de prévention des risques pour l'environnement et la santé. Ce concept promet une protection efficace de la population, un allègement des démarches administratives, une augmentation des plans de sécurité industriels, et une meilleure harmonisation des règlements internationaux.

Il est l'aboutissement du projet PRECAUPI (The Application of the Precautionary Principle in the European Union), financé par l'Union Européenne et réalisé avec l'Institut Fédéral de Technologie de Zürich et l'université du Sussex.

Le modèle développé se préoccupe particulièrement des polluants organiques, mais s'applique aussi aux autres facteurs de risques comme les ondes électromagnétiques ou les produits alimentaires à base d'organismes génétiquement modifiés. Chaque facteur est classé dans cinq catégories selon la complexité ou l'ampleur de la controverse autour de la gravité de sa menace potentielle et de sa fiabilité scientifique. Selon la catégorie du facteur de risque, différentes procédures seront appliquées. Un résumé du projet est disponible en anglais sur le site internet :

<http://precautionary:principle@193.174.157.9/login> dans le dossier "Precaution/"about the project".

Contacts : **Dr. Marion Dreyer**, marion.dreyer@ta-akademie.de, Markus Geckeler, markus.geckeler@ta-akademie.de

Il faut noter qu'en Allemagne, l'approche par bioindicateurs végétaux transférés sur site (chou, Lolium) est très développée, avec des méthodes agréées au niveau national conduisant à quantifier les taux de polluants bio-accumulés.

Voici la contribution d'un expert, **Dipl.Ing. Almut Reichel**, du German Advisory Council on the Environment à Berlin :

“Les concentrations de qualité de l'air dans l'environnement sont établies par l'OMS et la Directive de qualité de l'air et ses directives filles de l'Union européenne. Elles s'appuient également sur les risques pour la santé. Ces valeurs sont mises en œuvre dans la législation allemande, ex. loi fédérale sur le contrôle des émissions.

Concernant les émissions des installations industrielles, en Allemagne, la meilleure technologie disponible (Best Available Technology ou BAT) doit être utilisée. Ceci signifie qu'en Allemagne le contrôle des émissions est basé sur le principe de précaution. L'Instruction technique sur l'air (TA Luft), qui fixe les niveaux d'émission de la plupart des installations industrielles, a recours au principe de précaution proportionnel au risque. Pour les substances cancérigènes, vous pouvez trouver le concept qui a été utilisé dans la nouvelle instruction technique de 2002, dans les articles suivants”.

- Klassierung krebserzeugender Stoffe zur Begrenzung der Massenkonzentrationen im Abgas für die Neufassung der TA Luft / Rainer Konietzka ; Klaus Schneider ; Michael Lange 2002 In: Umweltmedizinischer Informationsdienst (BfS, BGVV, RKI, UBA).- (2002), H.4- (2002), H.4, S. 41-43

- Using Carcinogenic Potency Ranking to Assign Air Contaminants to Emission Classes / Ulrike Schumacher-Wolz ; Rainer Konietzka ; Klaus Schneider 2002 In : Regulatory Toxicology and Pharmacology : Official Journal of the International Society of Regulatory Toxicology and Pharmacology - 36 (2002), S.221-233 ”

Principaux experts contactés et principaux URL consultés :

Akademie für Technikfolgenabschätzung, (Académie d'Evaluation Scientifique des Technologies) Stuttgart, Baden-Württemberg, www.ta-akademie.de

Dr. Birgit Spaeth, tél. : + 49 711-9063-226, e-mail : birgit.spaeth@ta-akademie.de

Dr.-Ing. Manfred Rohr, tél. : + 49 0711 -9063-103, e-mail : manfred.rohr@ta-akademie.de

Deutsches Institut für Medizinische Dokumentation und Information, DIMDI Köln, www.dimdi.de

Dr. Ruther, Health Technology Assessment, tél : + 49 221 47 24 1

Institut für Gesundheitsökonomie und Klinische Epidemiologie der Universität zu Köln, www.medizin.uni-koeln.de/kai/igmg,

Direktor: Univ.-Prof. Dr. med. Dr. sc. Karl W. Lauterbach (cf. bmgs), tél : + 49 221 46 790

Bundesinstitut für Risikobewertung, Federal Institut for Risk Evaluation and Communication, Berlin, www.bfr.bund.de, tél.: +49-1888-412-4300 (biocides, composés chimiques, cosmétiques, alimentaires, phytosanitaires, etc.)

Robert Koch Institut, RKI Berlin, www.rki.de

Dr. Dieter Eis, Dr. Hahn, tél.: + 49-1888 754-0

Bundesministerium für Gesundheit und Sozial Sicherung, www.bmgs.bund.de, tél : + 49 1 888 527 0

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktor Sicherheit, BMU, www.bmu.de

Dr. Andreas Jaron, tél : + 49 1 888 305 2570, andreas.jaron@bmu.bund.de

Umweltbundesamt, UBA, www.umweltbundesamt.de

Dr. Christian Hey, tél: + 49 302 636 96 111, christian.hey@uba.de

Dr. Thomas Hagbeck, tél : + 49 30 03 2215; e-mail : thomas.hagbeck@uba.de

Dr. Lüdke, Fachbibliothek Umwelt, tél : 49 30 03 2213

Dr. Ingo Werner, Messnet, tél : + 49 1 888 30 50

Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU), Berlin (German Council of Environment Advisors), www.umweltrat.de

Dr. Christian Hey, Secrétaire Général, christian.hey@uba.de, tél. : + 49 030 / 263696 0

Dipl.Ing. Almut Reichel, Geschäftsstelle des Sachverständigenrates für Umweltfragen (Conseil consultatif allemand sur l'environnement), Berlin, tél. + 49-30 / 26 36 96 - 127

Aktionsprogramm Umwelt und Gesundheit (APUG), www.apug.fr

German Environmental Information Network, www.gein.de

ULIDAT - Umwelt-Literaturdatenbank,

www.ub.uni-hohenheim.de/cdrom/dbinhalt/ulidat.html

III.2.2 - Belgique

Les installations industrielles sont soumises aux diverses réglementations nationales sur l'air, l'eau, les sols, ainsi qu'aux directives européennes transposées en droit national. Par exemple, la directive Seveso et la directive OGM font l'objet d'un accord de coopération conclu entre l'Etat fédéral et les trois Régions. La législation relative à la prévention est édictée au niveau fédéral et concernant les déchets, seuls les déchets radioactifs et le transit des déchets relèvent de la compétence du gouvernement fédéral. En ce qui concerne l'environnement, ce sont les gouvernements wallon et flamand qui légifèrent. Les législations environnementales régionales imposent la réalisation d'une « **évaluation des incidences** » pour l'obtention du permis d'exploiter. Celle-ci comporte un volet architectural, un volet concernant les eaux de surface, un volet sur l'impact environnemental, etc, ainsi qu'un volet concernant le voisinage, c'est-à-dire la santé des populations riveraines. Elle est commanditée par le demandeur (maître) d'ouvrage et réalisée par une société privée, non pas par des institutions indépendantes. Ces études d'incidence concernent plus généralement les installations de traitement de déchets que d'autres installations industrielles, en raison, bien évidemment, de la crise belge des dioxines, du syndrome NIMBY, de la pression de groupes d'opposants, etc. Cependant, seuls les incinérateurs et les décharges sont concernés, et aucun contrôle n'est réalisé autour des installations de recyclage et de compostage, ou pour l'épandage (un expert déplore le vide juridique autour de ces filières de gestion des déchets).

La démarche d'ERS comporte les 4 étapes classiques décrites dans la démarche française. En cas de litige et d'une forte pression de la population, elle peut comporter une approche médicale basée sur la prise de sang auprès d'un échantillon de la population et utilise un programme informatique de modélisation de dispersion dans le milieu. Selon l'avis d'un expert wallon, les résultats seraient souvent très critiquables et manqueraient de rigueur.

Les études d'ERS ne sont pas imposées par la législation ; elles peuvent être réalisées dans le cadre d'études ponctuelles commanditées par les autorités suite à l'identification d'un signe de risque ou d'une alerte (décharges toxiques en 1989, crise belge des dioxines de 1999), sous l'effet de la pression de la population, d'un mouvement social, etc. Les valeurs seuil utilisées peuvent provenir de la médecine du travail (législation du bien-être au travail, code santé/travail, <http://meta.fgov.be/pd/pdd/frdd00.htm>, document en commande).

Un entretien avec Maître **Francis Aumont**, professeur de droit de l'environnement belge confirme qu'en Europe, la position de la France est tout à fait remarquable et qu'il n'existe pas, dans les autres Etats membres, de réglementation comparable à la loi sur les ICPE.

Deux centres de recherches travaillant dans le domaine des méthodes d'évaluation des risques ont été identifiés :

Université catholique de Louvain, UCL, www.ucl.ac.be

Toxicologie industrielle et de Médecine du Travail, Bruxelles, tél : 00 32 2 764 32 20, <http://www.md.ucl.ac.be/toxi/>, www.md.ucl.ac.be/toxi/rech.htm#er

Prof. A. Bernard, tél : 00 32 2 764 39 34, e-mail : bernard@toxi.ucl.ac.be

Prof. Dr. D. Lison, e-mail : lison@toxi.ucl.ac.be

Université de Liège, Laboratoire d'Oncologie, <http://www.ulg.ac.be>

Radiobiologie et Mutagenèse Expérimentale, ORME (Oncology, Radiobiology & Experimental Mutagenesis Laboratory), Sart Tilman

Dr. Christian Laurent, tél : 00 32 4 365 12 75, e-mail : chr.laurent@ulg.ac.be, auteur d'un article sur le transfert des polluants dans différents milieux. ("*Transport of the hazards from landfills through various environmental pathways and media*" for the WHO working group meeting: "Methods of assessing exposure to hazards released from waste landfills". Il est co-auteur du document qui servira de guide et doit être publié par l'OMS.

Experts contactés :

Prof. A. Bernard, UCL, tél : 00 32 2 764 39 34, e-mail : bernard@toxi.ucl.ac.be

Dr. Christian Laurent, ULG, tél : 00 32 4 365 12 75, e-mail : chr.laurent@ulg.ac.be

Prof. Francis Haumont, professeur de droit environnemental en Belgique, tél : + 32 10 45 46 00, e-mail : francis.haumont@hsp.be

III.2.3 - Pays-Bas

La réglementation concernant l'EIA est présente aux Pays-Bas depuis 1986 (Lemesle, 2001). L'application de la directive européenne EIA a nécessité des modifications des textes de loi néerlandais et en particulier du "Environmental Management Act" et du décret de 1994 sur l'évaluation de l'impact environnemental qui a été modifié par un décret du 7 mai 1999¹². Il s'agit donc d'une transposition de la directive EIA qui décrit la procédure d'autorisation ainsi que les industries qui y sont soumises mais comme dans le texte européen, on ne trouve pas trace dans ces décrets de la méthode à employer pour évaluer l'impact environnemental, en particulier l'impact sur l'homme.

Par ailleurs, selon notre interlocuteur au RIVM, les installations de traitement de déchets sont soumises à des contrôles, si bien qu'elles n'occasionnent pas de problème en particulier, et que la mise en œuvre d'une démarche d'ERS n'a tout simplement pas lieu d'être. Les installations sont soumises à des réglementations sévères qui fixent les seuils d'émission et les conditions de délivrance des "licences" (permis d'exploiter) sont strictes (notamment pour les incinérateurs de déchets), si bien qu'une installation autorisée est considérée comme dépourvue de risque pour la santé.

En revanche, le RIVM peut être sollicité par le gouvernement ou les autorités locales (à la demande des riverains par exemple) pour effectuer des mesures d'émissions (eau, air, sol, c'est-à-dire dans l'environnement, pas auprès des populations) autour d'un site industriel, et ce, dans des circonstances de dangers chronique ou accidentel. Les données enregistrées sur le terrain sont comparées avec les valeurs seuil recommandées dans le guide ("guideline") pour la santé humaine. La situation est ensuite évaluée : si les données sont en dessous des valeurs

¹² Ministry of Housing, Spatial planning and the environment, The Netherlands. The texts of the regulations on environmental impact assessment in the Netherlands. March 2000

seuils, l'installation est considérée comme OK (dépourvue de nuisance). Dans des cas extrêmes uniquement, on peut procéder à des mesures sur des échantillons sanguins.

La méthode ERS appliquée est celle utilisée à l'échelle internationale (4 étapes), classique.

Notons que d'autres installations, comme l'aéroport Schiphol d'Amsterdam par exemple, peuvent faire l'objet d'une étude d'impact environnemental qui évalue également les risques pour la santé des populations.

Selon notre expert, la situation aux Pays-Bas n'a vraiment rien d'exceptionnel, en revanche, il cite régulièrement les Etats-Unis en référence.

Deux instituts nationaux majeurs ont été identifiés :

RIVM (National Institute of Public Health and the Environment)

TNO (Nutrition and Food Research)

Six documents importants ont été identifiés

- Risk Assessment practices in the Netherlands, Dr. DJM. Ale, RIVM (cf. Kirchrisk.doc). Ce document retrace l'histoire de la politique de gestion du risque pour les installations dangereuses mais il ne s'intéresse qu'au risque accidentel.
- Evaluation of EU Risk Assessments Existing Chemicals (EC Regulation 793/93), rapport RIVM/ECB, 30 mai 2002 (RIVM_report_601504002.pdf). Ce document, établi par le bureau européen des substances chimiques pour le compte de la direction des substances chimiques de la sécurité et de la radioprotection du Ministère de l'environnement, de l'habitation et de la gestion de l'espace, fait un bilan des évaluations de risques pour le premier groupe de substances (substances existantes) identifié comme substances de la liste prioritaire européenne (en référence à la directive européenne 793/93) et ayant eu une évaluation de risque complète (41 substances). Il revoit techniquement les conclusions des évaluations de risque et classe celles-ci en 2 groupes. Celles pour lesquelles plus de données sont nécessaires et celles pour lesquelles une réduction du risque est nécessaire.
- Probabilistic assessment factors for human health risk assessment, A practical guide, RIVM/TNO, mars 2001, (<http://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601516005.pdf>)
- Enfin le RIVM a réévalué¹³ en mars 2001 les concentrations maximales admissibles (maximum permissible risk levels) dans les sols pour 50 substances ou classes de substances. Ces valeurs servent pour définir les valeurs d'intervention dans les sols qui sont des standards de qualité des sols basés sur les risques potentiels chez l'homme et les animaux. Ces valeurs d'intervention servent pour déterminer si les sols contaminés répondent ou pas aux critères de "contamination sérieuse des sols" de la loi "Dutch Soil Protection Act". Pour chaque substance on trouve dans ce document un résumé de la toxicité de la substance, des informations sur les niveaux d'expositions de fond, sur les valeurs limites définies par d'autres organismes, les valeurs toxicologiques de référence. Il aboutit à une mise à jour des concentrations maximales admissibles. Ici, la

¹³ RIVM. Re-evaluation of human toxicological maximum permissible risk levels. Report 711701025. March 2001.297 p.

démarche d'évaluation des risques est utilisée pour chaque substance, comme au niveau européen, et non pour caractériser les risques liés aux émissions provenant d'activités industrielles.

- Assessing health consequences in an environmental impact assessment : The case of Amsterdam Airport Schipol, Ellis A.M. Franssen, Brigit A.M. Staatsen, Erik Lebet, Environmental Impact Assessment Review, 22 (2002), p. 633-653/
- An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures, Augustinus E.M. de Hollander, Johan M. Melse, Erik Lebet, Pieter G.N. Kramers, Epidemiology, September 1999, Vol. 10, N°5.

Experts contactés

Paul. Fischer, RIVM, tél. : +31 30 274 24 22, e-mail : p.fischer@rivm.nl

Mark van Bruggen, Local Environment Reports, RIVM, e-mail : Mark.van.Bruggen@rivm.nl, tél : + 31 30 274 37 25

III.2.4 - Suède

Dans le Code suédois de l'Environnement, entré en vigueur le 1^{er} janvier 1999 et composé de 7 titres, le titre III précise les dispositions (clauses) auxquelles sont soumises toutes les opérations couvertes par le Code ; le chapitre 6 concerne la déclaration d'impact environnemental, le chapitre 9 s'intitule « activités dangereuses pour l'environnement et santé humaine » et le chapitre 10 est consacré aux zones polluées.

L'impact environnemental d'un projet doit comporter les meilleures données possibles concernant l'environnement et la santé pour orienter la prise de décision. Son objectif consiste à détecter l'insuffisance des connaissances et à améliorer la compréhension des questions liées à l'environnement, la santé et les ressources naturelles qui sont liées au projet. La procédure donne lieu à un document, la « déclaration d'impact environnemental » qui décrit les effets des opérations en projet sur la santé humaine, l'environnement et la gestion des ressources naturelles. La déclaration d'impact environnemental doit accompagner la demande d'autorisation pour un projet lié à une activité dangereuse pour l'environnement et à la protection de la santé, les opérations concernant l'eau, des activités extractives et les aires de jeu et d'autres encore, qui peuvent être désignées par le gouvernement.

Le terme «activités dangereuses pour l'environnement » est défini par le Code comme toute utilisation de sols, bâtiments ou installations, qui d'une façon ou d'une autre, libère des émissions dans le sol, l'air ou l'eau ou implique des risques pour la santé humaine ou l'environnement. Trois types d'activités dangereuses sont définis :

- le déversement d'eaux usées, de matières solides ou d'effluents gazeux par les sols, les bâtiments ou les installations, dans le sol, les eaux de surface ou les eaux souterraines,
- les émissions d'autres effluents ou polluants occasionnées par l'utilisation des sols, bâtiments ou installations, comme par exemple, les terres agricoles, les infrastructures de transport, les sites de décharge,
- le bruit, les vibrations, les radiations ionisantes et non ionisantes, la lumière, etc. (insectes, virus, bactéries).

En accord avec le principe de précaution les opérateurs doivent prendre les dispositions nécessaires pour prévenir les dommages ou nuisances qui seraient infligées à la santé humaine et à l'environnement par leurs opérations. Le but des mesures de protection de la santé est la prévention ou l'élimination des impacts sur la santé humaine.

Le Code définit le dommage pour la santé, « detriment to human health », comme toute perturbation susceptible d'avoir des effets négatifs (défavorables) sur la santé, du point de vue médical ou de l'hygiène, et qui ne sont ni mineurs, ni temporaires (incluant fièvre, rhume, courants d'air, humidité, bruit, etc).

Lorsque des sites sont pollués au point de porter atteinte à la santé humaine ou à l'environnement, les autorités peuvent exiger des personnes responsables de prendre des mesures pour supprimer le dommage. Il peut s'agir de polluants situés à la surface ou dans le sol, dans les eaux souterraines ou de surface ou dans les bâtiments ou structures dans lesquels les bâtiments ou structures sont eux-mêmes contaminés. Cette disposition s'applique indépendamment du fait que la contamination est intentionnelle ou non.

L'approche de ce pays sera développée dans la seconde partie du document.

Principaux URL contactés :

Ministère de la Santé et des Affaires sociales : <http://www.social.ministry.se/index.htm>

Ministère de l'Environnement : <http://www.miljo.regeringen.se/english/public.htm>

Institut National de la Santé publique : http://www.fhi.se/english/eng_about.asp

EPA suédoise : <http://www.internat.naturvardsverket.se/>

IVL Swedish Environmental Research Institute : http://www.ivl.se/en/om_ivl/

III.2.5 - Suisse

Il n'existe pas en Suisse de démarche d'évaluation des risques sanitaires. Les projets industriels sont soumis à une étude d'impact environnemental (EIE) qui est réalisée en utilisant un procédé de modélisation de l'incidence et de la charge de la future l'installation sur l'environnement.

C'est la législation confédérale qui édicte les conditions de rejet de toutes les entreprises : la loi sur la protection de l'environnement (LPE), la loi sur la protection des eaux (LEaux), l'ordonnance sur la protection de l'air (Opair), l'ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement (Osubst), etc. Elles fixent des standards de qualité pour différentes substances, les poussières fines, les polluants chimiques, etc. La Suisse se base sur les résultats des travaux menés au sein de l'OMS.

Il n'existe pas d'étude d'impact sur les populations. Les études de santé publique sont ponctuelles, et concernent des problématiques particulières comme par exemple, le rapport 2003 sur la formation de l'ozone en Suisse, ou le rapport d'évaluation des rayonnements non ionisants (« électrosmog ») sur la santé, ou encore l'étude d'évaluation du niveau de gêne des nuisances olfactives occasionnées par une petite raffinerie de Neuchâtel dont se plaignaient les riverains, dans le but de définir les démarches nécessaires pour résoudre le problème etc

Pour la protection des employés sur le lieu de travail, des substances et produits techniques pouvant être à risque sont enregistrés.

Principaux experts contactés et sites consultés

Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, OFEFP, Division Déchets Marie-Amélie Ardiot, tél. + 41 31 323 03 57, e-mail: marie-amelie.ardiot@buwal.admin.ch

Division Technique de Sécurité, Martin Schiess, tel : + 41 31 322 54 56

Département Fédéral de l'Intérieur, DFI, Office Fédéral de la Santé Publique, www.bag.admin.ch

Mme Blunier, tél : + 41 31 322 21 11

Service cantonal d'écotoxicologie, Genève, www.greie.ch

Philippe Arrizabalaga, tél : + 41 22 781 01 03, philippe.arrizabalaga@etat.ge.ch

III.2.6 - Irlande

Un organisme de recherche le "Health Research Board" à Dublin finance et réalise des études médicales, épidémiologiques et de santé publique. Il a réalisé récemment, à la demande du Département de l'Environnement et du Gouvernement Local (Department of Environment and local Government) une étude bibliographique¹⁴, qui a été publiée en 2003 et s'intitule *Health and environmental effects of landfilling and incineration of waste* ; le chapitre 6 est consacré aux méthodes d'ERS (p.121). Le but était d'informer les décideurs politiques sur les aspects techniques de la mise en CET et des pratiques d'incinération en Irlande mais aussi d'informer sur les effets indésirables sur la santé et sur l'environnement que ces pratiques pouvaient engendrer. Il apparaît que deux méthodes sont utilisées : les études épidémiologiques d'une part et les études des populations humaines exposées d'autre part.

III.2.7 - Royaume-Uni

La plupart des industries sont régies par « The Environmental Protection Act, 1990 ». Cette loi est relative aux procédés industriels qui ont un fort potentiel de pollution. Elle établit des exigences de contrôle des procédés industriels lorsqu'ils impliquent des substances dangereuses. La préoccupation de la santé humaine intervient de nombreuses fois dans les différents textes législatifs, mais aucune précision n'est donnée quant à une éventuelle démarche d'ERS (Lemesle, 2001).

Signalons que la directive européenne de 1999 (Landfill directive 1999/31/EC) a été transcrite en droit anglais et a donné lieu à une loi sur les CET en juin 2002. L'objet de cette loi est de prévenir et de réduire autant que possible les effets sur l'environnement des CET.

Instituts et centres de recherche

Il faut signaler, en 2003, la fusion des différentes institutions chargées jusque-là de la gestion particulière des risques de santé (Public Health Laboratory Service, National Radiological Protection Board, Centre for Applied Microbiology & Research, National Focus for Chemical Incidents) en une Agence nationale unique : **National Infection Control and Health Protection Agency**.

¹⁴ Health Research Board. Health and Environmental Effects of Landfilling and Incineration of waste. A literature Review: Rapport pour le compte du "Department of Environment and local gouvernement". 2003-281 p.

Chemical Hazard Management and Research Centre (CHMRC), Division of Environmental Health and Risk Management, University of Birmingham, Birmingham

Health protection Agency, Cumbria & Lancashire Health Protection Unit (part of the Field Services Division of the new Health Protection Agency), <http://www.healthprotection.org.uk>

Documents identifiés

Un guide a été publié à l'adresse des employeurs afin qu'ils soient à même d'évaluer les risques sur les lieux de travail (Five steps to risk assessment). Ce guide concerne donc les travailleurs (Health and Safety Executive/Health and Safety Laboratory (HSE/HSL)).

L'observatoire de la santé publique du Sud-Ouest et l'université de Bristol ont réalisé une revue¹⁵ de la littérature sur la gestion des déchets et la santé publique et en particulier une revue des recherches épidémiologiques sur l'impact des activités de gestion des déchets (juillet 2002). Il est fait référence à une démarche d'évaluation des expositions en 5 étapes telle qu'elle est décrite dans le rapport OMS cité plus haut et publié en 2000.

- Caractérisation du site,
- Caractérisation de l'exposition des populations (taille et composition de la population à risque),
- Caractérisation des voies d'exposition (y a-t-il des ressources en eau potable (superficielle ou profonde à proximité, y a-t-il une possibilité de dispersion des polluants par voie aérienne ?)
- Détermination des concentrations de polluants dans les milieux,
- Evaluation de l'exposition (calcul de la dose d'exposition).

De nombreux travaux de recherche ont été publiés en Grande-Bretagne dans le domaine des déchets ; il ne s'agit pas d'études basées sur la démarche d'évaluation des risques mais d'études épidémiologiques avec collecte de cas. On peut citer :

- Une étude publiée dans le British Medical Journal sur les malformations congénitales autour des décharges¹⁶.
- 2 travaux publiés par le Department of Health :
- sur l'incidence des cancers autour des incinérateurs¹⁷,
- sur les effets sur la santé liés aux activités des décharges¹⁸.
- Il existe par ailleurs un programme de recherche sur l'impact sanitaire des décharges (Environmental Chemicals Unit : Research programme on the impacts on health of landfill sites, <http://www.doh.gov.uk/landup.htm>). Celui-ci porte sur une revue du potentiel tératogène des substances

¹⁵ Waste management and public health: the state of the evidence: a review of the epidemiological research on the impact of waste management activities on health. July 2002, <http://www.swpho.org.uk/waste/index.htm>,

¹⁶ Risk of adverse birth outcomes in populations living near landfill sites, Paul Elliott, Department of Epidemiology and Public Health, Imperial College, London, p.elliott@ic.ac.uk
British Medical Journal, 2001, <http://bmj.com/cgi/content/full/323/7309/363>

¹⁷ Committee on Carcinogenicity : *Cancer Incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain COC Statement*, March 2000, <http://www.doh.gov.uk/munipwst.htm>

¹⁸ Environmental Chemicals Unit : Health Effects in relation to landfill sites, An Institute for Environment and Health (IEH) unpublished report for the Department of Health, <http://www.doh.gov.uk/land1.htm>

pouvant être émises par les CET, sur les variations géographiques de malformations congénitales, sur les causes des malformations congénitales et enfin sur l'évaluation de l'exposition autour des centres d'enfouissement technique.

III.2.8 - Autres pays européens

Dans le document portant sur l'intercomparaison des exigences réglementaires en matière d'ERS, d'autres pays ont été passés en revue :

- Autriche,
- Danemark,
- Espagne,
- Finlande,
- Grèce,
- Italie,
- Luxembourg,
- Portugal.

Sur l'ensemble de ces pays la notion d'étude d'impact sanitaire dans le cadre des études d'impact environnementales n'apparaît que pour la Suède et pour le Luxembourg. Pour ce dernier pays, la loi du 9 mai 1990 sur les établissements dangereux, insalubres ou incommodes fait allusion à une évaluation des risques pour la sécurité et la santé qui concerne les travailleurs. Dans la transcription (loi du 10 juin 1999) de la directive EIA, la santé humaine est bien considérée dans ce texte alors que ce n'est pas le cas dans d'autres pays. Par contre, le contenu de l'étude d'incidence qui peut être demandé n'est pas précisé (il est question de description ou de données mais la démarche d'ERS n'est pas nommée).

IV. - SITUATION HORS EUROPE

IV.1 - Etats-Unis

Aux Etats-Unis, la plupart des lois fédérales sur l'eau, l'air, les sols demandent que soit réalisée une étude d'évaluation des risques. L'étude d'évaluation des risques pèse dans le processus de prise de décision concernant un projet au même titre que les considérations concernant les aspects et les bénéfices sociologiques, l'impact économique, les retombées technologiques, etc.

La réglementation fédérale sur l'eau, l'air, les sols mentionne l'évaluation et la détermination du risque en se basant sur la notion de « unreasonable risk », c'est-à-dire le risque déraisonnable qu'il convient d'éviter. Il s'agit là à la fois du risque pour la santé humaine et pour l'environnement.

L'Agence pour la protection de l'environnement (EPA) conçoit et développe les guides et méthodologies nécessaires à la mise en oeuvre de la législation fédérale.

Deux documents ont été identifiés :

Le premier intitulé « Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities »¹⁹ est un guide pour les régions et les Etats américains sur la meilleure façon de mettre en oeuvre les lois américaines et la loi de conservation et de restauration des ressources (Resource Conservation and Recovery Act, RCRA) pour faciliter les décisions en matière d'incinération des déchets dangereux. Pour les auteurs, c'est aussi un guide pour le public et les autorités locales sur la façon dont l'EPA entend exercer l'application des réglementations. Par contre il ne s'agit pas d'un document réglementaire. C'est un document très technique, qui apporte des éléments sur la caractérisation de l'usine et de ses émissions, sur le choix des polluants à conserver dans l'étude d'impact, sur la modélisation des émissions atmosphériques et les transferts dans les différents milieux, sur le choix des scénarios d'exposition, et enfin sur la caractérisation du risque.

Un autre document de l'EPA est l'équivalent dans le domaine de la pollution des sols. Il s'agit d'un guide intitulé "Soil Screening Guidance"²⁰. Ce document est basé sur les politiques mises en place dans le cadre d'un plan national sur la pollution imprévisible par des substances dangereuses et des produits pétroliers (Final Rule on the National Oil and Hazardous Substances Pollution Contingency Plan du 8 mars 1990). Il se présente sous forme d'un guide de l'utilisateur (User's Guide) accompagné d'un autre volume apportant toutes les informations techniques (Technical Background Document). C'est un outil de l'EPA, développé pour standardiser et accélérer l'évaluation et le nettoyage des sols pollués des sites de la NPL en anticipant sur l'utilisation résidentielle future des sols. Il fournit la méthodologie pour les professionnels des sciences environnementales pour sélectionner des zones ou des polluants dans les sols, dans des sites particuliers qui nécessitent des investigations supplémentaires.

Il détaille les voies d'exposition, les modèles de transfert dans les milieux, la façon de mesurer les polluants dans les sols, les paramètres spécifiques aux composés chimiques. La voie

¹⁹ EPA. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. Juillet 1998. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/coimburst/riskvol.htm>

²⁰ EPA. Soil screening guidance: Technical background document. Second edition. EPA/540/R-95/128. May 1996.

principale d'exposition étudiée est l'inhalation et le transfert par migration dans l'aquifère souterrain. Toute la méthode d'évaluation des risques n'est pas développée mais le document fait référence au guide d'évaluation des risques (Risk Assessment Guidance for Superfund) dont une partie est un manuel d'évaluation de la santé humaine²¹.

L'approche de ce pays sera développée dans la seconde partie du document.

IV.2 - Canada

Health Canada est une source documentaire intéressante de ce qui existe au niveau international en matière de législation et de pratiques environnementales, en particulier au travers du document d'information pour l'étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale (1997)²². Ce document dresse l'état des lieux de l'évaluation environnementale au niveau mondial, et en tire quelques conclusions sur les besoins et les priorités en la matière.

Un document plus récent, le Guide Canadien d'évaluation des incidences sur la santé (1999)²³, a été établi par le Comité fédéral provincial territorial de l'hygiène du milieu et du travail (composé de représentants des secteurs de la santé, du travail et de l'environnement) en 1992, pour promouvoir les concepts de l'évaluation des incidences sur la santé au Canada. Il a pour objet de produire des documents d'orientation pour aider les promoteurs de projets, les intervenants, les organismes gouvernementaux et les spécialistes de l'évaluation environnementale à cerner les éléments importants dans le cadre d'une évaluation en particulier de la santé humaine. Le premier volume explique en plusieurs chapitres ce qu'il en est de l'évaluation des incidences sur la santé et pourquoi il faut l'intégrer à l'évaluation environnementale. Le second volume est orienté sur les démarches à effectuer lors de l'évaluation de l'implantation d'un projet ou d'un programme dans une région donnée. Il présente aussi des critères d'analyse et donne quelques exemples d'impacts détaillés pouvant servir de balises pour les acteurs de santé publique. L'un des exemples porte sur les matières résiduelles et leur traitement (enfouissement, incinération). Enfin le troisième volume développe le rôle du professionnel de la santé.

L'approche de ce pays sera développée dans la seconde partie du document.

IV.3 - Autres pays non européens

A ce jour, peu de pays disposent de documents d'orientation sur le volet santé de l'évaluation de risques. Sans pouvoir faire un état des lieux de l'évaluation des risques sanitaires dans tous les autres pays, nous citons ici deux pays présentés dans le document de synthèse de Health Canada sur l'efficacité de l'évaluation environnementale au niveau international (Evaluation environnementale et santé humaine : perspectives, approches et orientations, 1997).

En Australie, l'University at Wollongong a publié un cadre d'évaluation des impacts sur l'environnement et sur la santé, National Framework for Environmental and Health Impact Assessment (Ewans *et al.*, 1994). Ce document a servi, à la lumière de l'expérience

²¹ EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I, Human Health Evaluation Manual .1991 Publication 9285.7-01B. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC.NTIS PB92-963333.

²² International Association for Impact Assessment – Health Canada, 1997, Evaluation environnementale et santé humaine : perspectives, approches et orientations. Document d'information pour l'étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale.

²³ Health Canada, 1999, Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé.

australienne à la rédaction de deux autres documents relatifs à l'évaluation des risques, dans le cadre du Commonwealth :

- Health Impact Assessment Guidelines (2001), qui a pour objectif de promouvoir l'intégration de l'évaluation de l'impact sanitaire dans les études environnementales.
- Environmental Health Risk Assessment : Guidelines for assessing human health risk from environmental hazards (2002) est une approche nationale de l'évaluation du risque sanitaire. Le document présente une méthodologie générale applicable à une large variété de dangers sanitaires d'origine environnementale. C'est un guide à visée professionnelle. Il s'appuie sur l'évaluation de risques américaine de 1983.

En Nouvelle-Zélande, il existe un guide d'évaluation des impacts sur la santé (Guide to Health Impact Assessment, 1998) où se trouve décrit le cadre réglementaire du pays concernant l'intégration de la santé dans l'évaluation environnementale.

V. - CONCLUSIONS

Malgré les questions sanitaires que peuvent susciter les projets d'aménagement, et en particulier le traitement des déchets, peu de pays se sont dotés de dispositions légales, de principes ou de directives imposant l'intégration d'un volet sanitaire dans les évaluations environnementales. Cette absence d'obligation est un frein au développement de l'évaluation de risques sanitaires.

La collecte des informations ne prétend pas être exhaustive étant donné le temps imparti à cette étude et le fait que les recherches ont été menées sans restriction géographique (recherches internationales).

Les sources de documentation sur l'évaluation des risques sanitaires émanent parfois de pays, mais aussi et surtout d'institutions internationales ce qui amène à se demander si l'approfondissement des documents, qui est l'objet de la deuxième partie du travail, ne doit pas éventuellement se centrer sur une institution, voire un document clef et non pas seulement se restreindre à la notion de pays. Les documents européens ont été évoqués dans cette première partie, par contre il nous a semblé intéressant de faire une synthèse sur les outils mis à disposition par l'OMS, qui est un organisme de référence, en particulier dans le domaine de l'évaluation des risques, qui nous intéresse ici. Un chapitre lui sera donc consacré dans la deuxième partie du document.

Les investigations menées sur le site internet de Health Canada (Santé Canada) font ressortir d'une part l'intérêt du gouvernement canadien pour la connaissance de l'état actuel de l'art en évaluation de risques sanitaires et d'autre part, la volonté de participer à l'évolution de cette pratique.

Il apparaît donc, d'après la synthèse des prospections internationales présentées dans cette première partie, que parmi les pays les plus avancés sur l'inclusion d'une étude d'évaluation des risques sanitaires dans les études d'impact sur l'environnement figurent la France, la Suède, le Canada et, bien sûr les Etats-Unis. Il convient par conséquent d'approfondir les connaissances sur les démarches développées et mises en œuvre dans les trois pays autres que la France : Les Etats-Unis avaient été identifiés d'emblée. Nous proposons de poursuivre

également nos investigations au Canada qui s'avère être très actif sur la question de l'intégration d'un volet sanitaire dans l'étude d'évaluation des risques, ainsi qu'en Suède, pays pour lequel l'évaluation des risques sanitaires est inscrite dans le Code de l'environnement et incluse dans l'étude d'impact environnemental.

L'objectif de l'étude étant d'identifier et d'analyser de plus près la situation dans des pays avancés sur cette thématique, nous consacrerons la deuxième phase de l'étude au Canada et à la Suède (à côté des Etats-Unis), bien qu'il ne s'agisse pas de deux pays de l'Union européenne comme le prévoyait la proposition. En effet, il apparaît que dans les autres pays européens, les réglementations instaurant les conditions d'exploitation des installations industrielles et les contrôles obligatoires concernant les émissions dans l'air, l'eau et les sols sont considérées comme suffisantes pour garantir la sécurité des populations. Seules les demandes ponctuelles provenant des associations de populations riveraines ou de protection de l'environnement auprès des autorités territoriales donnent lieu à une démarche d'évaluation des risques, celle-ci se limitant souvent à une mesure des taux d'émission des effluents dans l'environnement qui sont comparés ensuite aux valeurs seuils autorisées par la réglementation.

**2ème PARTIE :
EVALUATION DES RISQUES
SANITAIRES POUR L'OMS ET
DANS 3 PAYS :
ETATS-UNIS, SUEDE et CANADA**

VI. - EVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES D'APRES L'OMS

Bien que le travail de prospection ait été mené par pays, il nous a paru inévitable de faire une place à l'état des outils mis à disposition par l'OMS étant donné qu'ils sont une référence en la matière.

VI.1 - Documents

Les principaux documents portant sur l'évaluation des risques sanitaires sont publiés par l'IPCS (International Programme on Chemical Safety), programme auquel collabore l'OMS avec le programme environnemental des Nations-Unis (United Nations Environment Programme : UNEP) et l'organisation internationale du travail (International Labour Organization : ILO). La principale monographie relative à l'évaluation des risques est *Environmental health Criteria for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals* qui présente les principes de l'évaluation des risques sanitaires relatifs à l'exposition aux polluants chimiques²⁴. Les étapes de l'évaluation des risques sanitaires sont présentées selon la structure américaine connue en 4 étapes (reconnaissance du danger, évaluation de la relation dose-réponse, évaluation de l'exposition, caractérisation du risque). La partie finale du document est allouée à la gestion du risque.

Deux autres monographies développent deux des étapes de l'évaluation des risques à savoir l'évaluation de l'exposition humaine et l'évaluation de la relation dose-réponse :

- *Environmental health Criteria for human exposure assessment* présente plus spécifiquement l'évaluation de l'exposition humaine²⁵. Ce document décrit de façon plus précise les différents types d'expositions humaines, les différents moyens d'appréhender l'exposition humaine, les méthodes statistiques et les modèles disponibles, les méthodes de mesures de l'exposition dans différents milieux et chez l'homme.

- *Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits* développe le principe des valeurs guides et de leur utilisation dans l'évaluation des risques²⁶.

D'autres documents développent le principe d'évaluation des risques, appliqué spécifiquement au risque alimentaire (*Principles for the safety assessment of food additives and contaminants in food* et *Principles for the toxicological assessment of pesticide residues in food*).

Des documents sont en cours de préparation pour spécifier les risques liés à la reproduction (*Principles for evaluating health risks to reproduction associated with exposure to chemicals*) et au tractus respiratoire (*Principles and methods for assessing respiratory tracts injury caused by inhaled substances*). Mis à part les pesticides qui font déjà l'objet d'un document

²⁴ International Programme on Chemical Safety (IPCS), 1999, Principles for the assessment of risks to human health from exposure to chemicals, http://www.who.int/pcs/risk-assessment-ehc/docs/ehc210_exposure.htm.

²⁵ International Programme on Chemical Safety (IPCS), 2000, Human exposure assessment.

²⁶ International Programme on Chemical Safety (IPCS), 1994, Assessing human health risks of chemicals: derivation of guidance values for health-based exposure limits.

d'évaluation des risques, il en est également prévu un portant sur les éléments essentiels (*Principles and methods for assessing human health risks from essential elements*).

L'OMS a une tradition historique (1963) de promotion de l'évaluation du risque alimentaire par l'intermédiaire de la Commission du Codex Alimentarius qui en est à sa 26^{ème} session. Cette commission élabore des normes alimentaires, des lignes directrices et d'autres textes, tels que des Codes d'usages, dans le cadre du Programme mixte FAO/OMS sur les normes alimentaires. Les buts principaux de ce programme sont la protection de la santé des consommateurs, la promotion de pratiques loyales dans le commerce des aliments et la coordination de tous les travaux de normalisation ayant trait aux aliments entrepris par des organisations aussi bien gouvernementales que non gouvernementales. A partir de cette expérience dans le champ des risques chimiques, il est maintenant développé l'évaluation du risque microbiologique dans l'alimentation qui essaie d'apporter des réponses aux difficultés en terme de modélisation de la quantification du risque et de connaissance sur l'évaluation de la relation dose-réponse.

Il apparaît donc que l'OMS, organisation internationale est empreinte de la structure du modèle américain d'évaluation des risques. Elle a par contre un champ d'action propre et très large aussi bien en ce qui concerne les contaminants ciblés (agents chimiques, agents microbiologiques, agents physiques tels que les rayonnements) que les contextes visés (alimentaire, sols contaminés...).

VI.2 - Méthode d'évaluation des risques sanitaires liée aux sites de stockage de déchets dangereux

La seule méthodologie détaillée qui a été retrouvée en lien avec les filières de traitement de déchets est relative au stockage de déchets dangereux²⁷. Elle est présentée dans ce chapitre.

La méthode d'évaluation des risques sanitaires pour l'exposition aux composés dangereux issus des sites de stockage de déchets²⁸ a été formalisée lors d'une réunion en Pologne en 2000. Ce sujet s'est imposé au vu du manque de données pour la réalisation d'une évaluation des risques pour ces sites reconnus comme pouvant être dangereux pour les populations avoisinantes. Contrairement aux documents faisant état d'évaluation des risques, ce document-ci porte uniquement sur les risques sanitaires et non sur les risques environnementaux et il vise les populations et non pas les travailleurs. Neuf pays ont participé à ce travail (Belgique, Danemark, Etats-Unis, Hongrie, Italie, Pologne, République Slovaque, Roumanie, Royaume-Uni). Il est constaté que des pays ayant déjà un engagement fort dans l'évaluation des risques sont représentés, à côté de pays pour lesquels aucune démarche d'évaluation des risques sanitaires n'est mise en place. La France n'est pas représentée.

Tous les sites d'enfouissement de déchets sont ciblés par ce groupe de travail, que la décharge soit volontaire ou pas et que le site soit ancien, en activité ou en projet.

²⁷ Methods of assessing risk to health from exposure to hazards released from waste landfills, 2000, Report from a WHO Meeting, Lodz, Poland, 35 p.

Une évaluation des risques est justifiée d'être mise en place sur un site de stockage de déchets pour les raisons suivantes :

- Demande de la population ou préoccupations sanitaires d'une communauté,
- Obligation réglementaire,
- Conflit,
- Modifications de l'utilisation des ressources,
- Investigation scientifique.

L'évaluation des risques sanitaires n'est qu'une des alternatives en balance avec la surveillance sanitaire et l'étude épidémiologique. L'évaluation des risques sanitaires est présentée comme un outil d'aide à la décision qui apporte des réponses rapides, comme par exemple dans les cas de réhabilitation des sols pollués. Les études épidémiologiques sont préférées pour privilégier l'avancée scientifique relative à la recherche de causalité. Et la surveillance sanitaire est choisie chaque fois que la santé publique est une priorité.

Le processus d'évaluation des risques peut-être défini en 5 étapes qui recouvrent le schéma américain d'évaluation du risque sanitaire. Quelques aspects particuliers de ces étapes sont précisés dans les paragraphes suivants.

Caractérisation du site

Cette étape consiste à recueillir les informations spécifiques au site, aussi bien au niveau des milieux que des populations. La caractérisation du site doit comprendre les éléments suivants :

- La description du stockage des déchets et la caractérisation des émissions qui peuvent émaner du site,
- Description des activités humaines autour du site dans un rayon de 1 à 2 km au moins. Le recensement n'est donc pas limité aux personnes sensibles (structures accueillant des enfants, des malades et des personnes âgées) mais comprend également l'ensemble des activités qu'elles soient résidentielles, industrielles ou commerciales. Les travailleurs du site doivent être comptés.
- Description des activités agricoles dans un rayon de 1 km autour du site en distinguant les cultures à usage commercial et celles pour la consommation particulière et en repérant les lieux où pâturent les animaux.
- Repérer les captages d'eau et les caractériser (couche d'extraction, niveau du captage, usage précis de l'eau, qualité de l'eau),
- La géologie et l'hydrogéologie du site,
- Recensement des cours d'eau et des points de captage dans un rayon de 2 km autour du site (niveau d'extraction, usages précis, qualité de l'eau).

Les polluants dont la concentration doit être évaluée sur les sites de stockage de déchets sont les suivants :

- Métaux,
- Hydrocarbures totaux,
- Hydrocarbures aromatiques polycycliques,

- Autres hydrocarbures aromatiques,
- Hydrocarbures chlorés,
- Polychlorobiphényles,
- Pesticides,
- Méthane,
- Dioxines,
- Amiante,
- Produits pharmaceutiques,
- Agents pathogènes.

Ces polluants sont définis comme prioritaires sur la base de leur toxicité, de leur persistance environnementale, de leur mobilité, de leur bioaccumulation et autres dangers tels que l'explosivité et leur présence potentielle dans un ou plusieurs milieux.

Le périmètre d'étude peut paraître restreint mais il est bien précisé que des voies de contamination indirecte sur de plus longues distances doivent être considérées, comme par exemple dans le cas de la contamination d'un puits d'eau potable.

Le document ne fait pas état des méthodes pour déterminer la concentration en polluants dans les différents milieux environnementaux du site. Cette étape n'est envisagée que sous l'angle de l'utilisation de concentrations environnementales (disponibles ou par réalisation d'une campagne d'échantillonnage) sans faire état de la possibilité d'utiliser la modélisation. Les niveaux relevés sont comparés avec les valeurs guides.

Les étapes **d'identification des voies d'exposition** et de **caractérisation du risque** ne présentent pas de caractère particulier par rapport à la méthode américaine.

Estimation de l'exposition

Cette étape comprend l'analyse quantitative du risque (comparaison des concentrations environnementales avec les valeurs guides) mais aussi une réflexion sur la suite qui doit être envisagée :

- Si l'impact sanitaire est jugé inacceptable, mais trop incertain pour envisager des actions de réhabilitation immédiates, de nouvelles données doivent être collectées afin de pouvoir réaliser une évaluation ultérieure plus robuste.
- Si l'impact sanitaire est jugé inacceptable au vu des données collectées, il doit être envisagé de renouveler l'évaluation de l'exposition ou de mettre en place une surveillance sanitaire.

L'évaluation du risque est présentée par l'OMS comme un des outils de gestion du risque au même titre que la surveillance sanitaire ou l'épidémiologie. Elle peut aussi être une étape préalable aux deux autres techniques. Cet organisme présente une vision relativement complète des méthodes disponibles, de leur intérêt et de leurs limites contrairement aux pays dont les choix réglementaires ou idéologiques privilégient une méthode par rapport aux autres.

VII. - DESCRIPTION DE LA PRISE EN COMPTE DE L'IMPACT SANITAIRE AUX ETATS-UNIS

VII.1 - Introduction

Les fondements de l'évaluation des risques ont été établis par l'Académie des Sciences des États-Unis en 1983, quand elle a défini l'évaluation des risques comme « l'activité scientifique qui consiste à évaluer les propriétés toxiques d'un produit chimique et les conditions de l'exposition humaine à ce produit, en vue de constater la réalité d'une exposition humaine et de caractériser la nature des effets qui peuvent en résulter » [NRC 1983]. Ils ont été élaborés dans le contexte des sites pollués (programme « Superfunds ») qui présentent un potentiel polluant élevé vis-à-vis des populations (exemples : Love Canal, Woburn...) et qui ont donné lieu à de nombreux rapports et publications (voir plus loin).

Un document fondateur, le guide intitulé "Soil Screening Guidance" de l'EPA²⁹, concerne ainsi la pollution des sols. Ce document est basé sur les politiques mises en place dans le cadre d'un plan national sur la pollution par des substances dangereuses et des produits pétroliers (Finale Rule on the National Oil and Hazardous Substances Pollution Contingency Plan du 8 mars 1990). Il se présente sous forme d'un guide de l'utilisateur (User's Guide) accompagné d'un autre volume apportant toutes les informations techniques (Technical Background Document). C'est un outil de l'EPA, développé pour standardiser et accélérer l'évaluation et le nettoyage des sols pollués des sites de la NPL (National Priority List) en anticipant sur l'utilisation résidentielle future des sols. Il fournit la méthodologie pour les professionnels des sciences environnementales pour sélectionner des zones ou des polluants dans les sols, dans des sites particuliers qui nécessitent des investigations supplémentaires.

Il détaille les voies d'exposition, les modèles de transfert dans les milieux, la façon de mesurer les polluants dans les sols, les paramètres spécifiques aux composés chimiques. La voie principale d'exposition étudiée est l'inhalation et le transfert par migration dans l'aquifère souterrain. Toute la méthode d'évaluation des risques n'est pas développée mais le document fait référence au guide d'évaluation des risques (Risk Assessment Guidance for Superfund) dont une partie est un manuel d'évaluation de la santé humaine³⁰.

Un autre document intitulé « Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities »³¹ est un guide pour les régions et les États américains sur la meilleure façon de mettre en œuvre les lois américaines et la loi de conservation et de restauration des ressources (Resource Conservation and Recovery Act ou RCRA) pour faciliter les décisions en matière d'incinération des déchets dangereux. Pour les auteurs, c'est aussi un guide pour le public et les autorités locales sur la façon dont l'EPA entend exercer l'application des réglementations. Par contre il ne s'agit pas d'un document réglementaire. C'est un document très technique, qui apporte des éléments sur la caractérisation de l'usine et de ses émissions, sur le choix des polluants à conserver dans l'étude d'impact, sur la

²⁹ EPA. Soil screening guidance: Technical background document. Second edition. EPA/540/R-95/128. May 1996

³⁰ EPA. Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume I, Human Health Evaluation Manual .1991 Publication 9285.7-01B. Office of Emergency and Remedial Response, Washington DC. NTIS PB92-963333

³¹ EPA. Human Health Risk Assessment Protocol for Hazardous Waste Combustion Facilities. Juillet 1998. <http://www.epa.gov/epaoswer/hazwaste/coimbust/riskvol.htm>

modélisation des émissions atmosphériques et les transferts dans les différents milieux, sur le choix des scénarios d'exposition, et enfin sur la caractérisation du risque.

VII.2 - Rappels sur la méthode d'évaluation des risques sanitaires américaine. Différences entre les Agences.

Deux agences principales ont développé la méthode d'ERS :

- l'EPA (Environmental Protection Agency), Agence fédérale de protection de l'environnement par le National Center for Environmental Assessment : en 1990, il publie un document "[Methodology for Assessing Health Risks Associated with Indirect Exposure to Combustor Emissions](#)" ; en 1992, un document de référence sur l'ERS des dioxines "Estimating Exposure to Dioxin-Like Compounds »
- l'ATSDR (Agency for Toxic Substances and Diseases Registry) section toxicologique du CDC (Center of Diseases Control), notamment par un document ATSDR - Public Health Assessment Guidance Manual, régulièrement mis à jour.

On notera que l'ATSDR, créée suite aux Superfunds et à la National Priority List (NPL) regroupant les sites devant absolument faire l'objet d'une ERS détaillée, se fonde sur les risques sanitaires, alors que l'EPA estime surtout les conséquences environnementales. En conséquence, leurs deux classements de sites ne correspondent pas^{32 33}.

Dans la démarche américaine, il est nécessaire d'estimer à partir du domaine observable ce qui se passe dans le domaine du non observable. Les études se référant à l'E.R.S. doivent respecter deux grands principes : *la cohérence* dans le traitement de l'information, les méthodes mises en œuvre et les choix effectués, et *la transparence* qui consiste à expliquer les critères de sélection de données et les hypothèses émises, à fournir les calculs intermédiaires et à référencer toutes les sources bibliographiques et documentaires, de sorte que les résultats soient vérifiables par des tiers et, le cas échéant, réfutables.

Le processus comporte trois étapes préliminaires ; *identification du danger* (déterminer si un produit chimique a des effets [sous-entendu nocifs] sur la santé ; *évaluation de la relation dose-réponse* (déterminer la relation entre le niveau de l'exposition et la probabilité d'apparition de l'effet négatif en question) ; *évaluation de l'exposition* (déterminer le niveau de l'exposition humaine, dans différentes conditions). A chacune de ces étapes correspond en parallèle une phase de recherche qui rassemble les données existantes, provenant d'études antérieures ou les données spécifiquement générées pour l'étude. Ce sont les résultats des tests de toxicité sur l'animal (concernant, par exemple, D.L.₅₀, N.O.E.L.), les mesures de concentrations de polluants dans les milieux et les données des études épidémiologiques sur des populations exposées aux polluants si elles existent. Les résultats des trois opérations précédentes sont combinés pour la *caractérisation du risque*, c'est à dire la description de la nature et du niveau du risque pour l'individu d'une population humaine donnée.

³² JOHNSON BL, DE ROSA CT. Chemical mixtures released from hazardous waste sites: implications for health risk assessment. *Toxicology*, 1995, 105, 145-156

³³ DE ROSA CT. Decision support methodologies for human health assessment of toxic substances: Agency for Toxic Substances and Disease Registry's perspectives on collaboration and infrastructure development among government, academia, and industry. *Toxicol. Lett.*, 1995, 79, 283-285

Le schéma conceptuel de la démarche est présenté dans la Figure 1 placée en introduction du rapport.

Les deux premières parties de la démarche d'évaluation des risques sont principalement de nature toxicologique. L'objectif est de déterminer pour une substance chimique (ou biologique) et une voie d'exposition données l'effet sanitaire et d'estimer la probabilité de survenue en fonction de la dose. La « Valeur Toxicologique de Référence » (VTR) résume l'information sur le « danger ». Par comparaison avec la mesure de l'exposition, qui elle permet de caractériser le risque sanitaire. La VTR diffère selon le type d'effet :

1. effet systémique de toxicité chronique : à partir des Doses Sans Effet chez l'animal (No Effect Level), des doses ou concentrations sans danger ont été définies par des Comités d'experts internationaux (OMS, UE) ou nationaux : Doses Journalières Admissibles (DJA), Limites Maximales de Résidus (LMR), Concentrations Admissibles dans l'Air (CAA) etc.

2. effet cancérogène et mutagène : on considère généralement que la dose-seuil ou dose sans effet ne peut être déterminée, un cancer pouvant apparaître même pour une dose minimale au bout d'un temps très long. On définit dans ce cas un Excès de Risque Unitaire (ERU) par extrapolation de la courbe dose-effet chez l'animal vers des doses très faibles. D'autres effets pourraient être sans seuil.

Diverses dénominations sont utilisées pour les valeurs toxicologiques de référence:

L'U.S.-E.P.A. parle de « dose de référence » ou « reference dose » abrégée sous les sigles RfD quand il s'agit d'une valeur pour la voie orale et RfC pour la voie respiratoire.

L'A.T.S.D.R. parle de « niveau de risque minimal » ou « minimal risk level » abrégé sous le sigle M.R.L. pour la voie respiratoire ou la voie orale.

Les valeurs toxicologiques de référence doivent être sélectionnées parmi celles qui sont spécifiquement définies pour l'évaluation du risque sanitaire lié à une exposition chronique, c'est-à-dire d'une durée proche de la vie entière. Toutefois, on admet qu'elles conservent leur validité pour une durée réelle d'exposition moins longue, durée qui varie selon la source : par exemple, l'U.S.-E.P.A. considère qu'une exposition de 7 ans est suffisante pour employer les D.J.A. chroniques qu'elle produit (Reference Doses), tandis que les D.J.A. chroniques de l'A.T.S.D.R. (Minimal Risk Levels) sont valides à partir d'une seule année de contact. Il est donc nécessaire de vérifier que la durée d'exposition envisagée dans l'étude d'évaluation de risque autorise l'usage des indices toxicologiques dits "chroniques".

Le cas échéant, il existe des valeurs toxicologiques pour des expositions dites subchroniques ou intermédiaires, c'est-à-dire pour des contacts de l'ordre de quelques semaines à quelques années ^{34 35 36}.

Les excès de risque unitaire fournissent les probabilités individuelles de survenue d'un cancer pour des expositions qui durent la vie entière du sujet soit, par convention, 70 années ^{37 38 39}.

³⁴ CHOU CHS, FAY M, HOLLER J, DE ROSA CT. Minimal risk levels for hazardous substances. ATSDR, Public Health Service, Atlanta, USA, 1994, 19 pages

³⁵ EPA. Health effects assessment summary tables. US-EPA, Washington DC, USA, 1994

³⁶ EPA. Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part A). US-EPA, Washington DC, USA, 1989a

³⁷ LAGOY P. K. Risk assessment: Principles and applications for hazardous waste and related sites. Noyes Publications (ISBN 0-8155-1349-6), Park Ridge, USA, 1994, 248 pages

Il est indispensable en principe de procéder à une pondération par un facteur temporel si l'exposition est inférieure à cette durée (cela n'est en général pas effectué dans les ERS produites en France).

Les connaissances sur les effets néfastes liés à une exposition chronique à un agent chimique sont pour l'essentiel issues d'observations réalisées chez l'animal (toxicologie expérimentale) ou, plus rarement, chez l'homme (toxicologie clinique et surtout épidémiologie, notamment en milieu professionnel).

Ainsi, les produits cancérigènes font l'objet de classifications fondées sur le niveau de preuve de leur effet chez l'homme et/ou chez l'animal.

Les deux systèmes de classification les plus couramment utilisés en évaluation de risque ont été conçus par l'Agence de Protection de l'Environnement des U.S.A. (U.S.-E.P.A.) et par le Centre International de Recherche contre le Cancer (C.I.R.C.). Ils sont présentés dans le tableau suivant.

Le C.I.R.C. se base sur les résultats positifs (force de la preuve), alors que l'U.S.-E.P.A. prend en compte toutes les études, que leurs résultats soient positifs, négatifs ou ne permettent pas de conclure (poids de la preuve).

	US-EPA	CIRC
Cancérogène chez l'homme	A	1
Cancérogène probable chez l'homme	B1 et B2	2A
Cancérogène possible chez l'homme	C	2B
Inclassable	D	3
Probablement non cancérigène	E	4

NB : Le cas des dioxines a révélé des différences marquées d'approche entre les agences : L'EPA les considère comme des cancérigènes sans seuil, ce qui aboutit à une dose virtuellement sûre (DVS) de 0,006 pg I-TEQ/kg.pc correspondant à un excès de risque unitaire de 10^{-6} . L'ATSDR les considère comme des cancérigènes avec seuil et adopte la DJA de 1 pg TEQ/kg.pc, à l'instar de l'OMS et des agences européennes.

Peut on en déduire que l'EPA, constituée surtout d'environnementalistes est plus maximaliste (« conservative ») que l'ATSDR, plutôt formée de toxicologues et médecins ?

Les principales V.T.R. utilisées en pratique sont disponibles via les bases de données IRIS de l'U.S.-E.P.A.⁴⁰ ou de l'A.T.S.D.R.⁴¹ La base IRIS fournit les E.R.U. disponibles pour les produits cancérigènes et/ou probablement cancérigènes ainsi que les doses de référence et les

³⁸ EPA. Risk assessment guidance for Superfund. Volume I: Human health evaluation manual (Part A). US-EPA, Washington DC, USA, 1989a

³⁹ OMS. Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol. 1. Recommandations. 2^{ème} édition. 1994, O.M.S., Genève

⁴⁰ <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/index.html>

⁴¹ <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>

concentrations de référence (respectivement pour la voie orale et la voie respiratoire) pour une longue liste de substances non cancérogènes. La base de l'A.T.S.D.R. fournit les M.R.L. (Minimal Risk Levels) des produits toxiques. Ces M.R.L. correspondent à la valeur toxicologique de référence pour les effets toxiques à seuil.

D'autres sources peuvent également être consultées. La base H.S.D.B. (Hazardous Substances Data Bank) ainsi que le Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (R.T.E.C.S.) du National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH - USA).

Des catalogues Internet tels que Health Hazard Analysis.htm édités par Environmental Health Safety permettent d'accéder gratuitement à des logiciels d'ERS.

VII.3 - Applications officielles actuelles de l'ERS aux Etats-Unis

Le National Center for Environmental Assessment de l'EPA applique l'évaluation des risques à diverses situations, comme le montre le diagramme de la figure 2 ci-dessous.

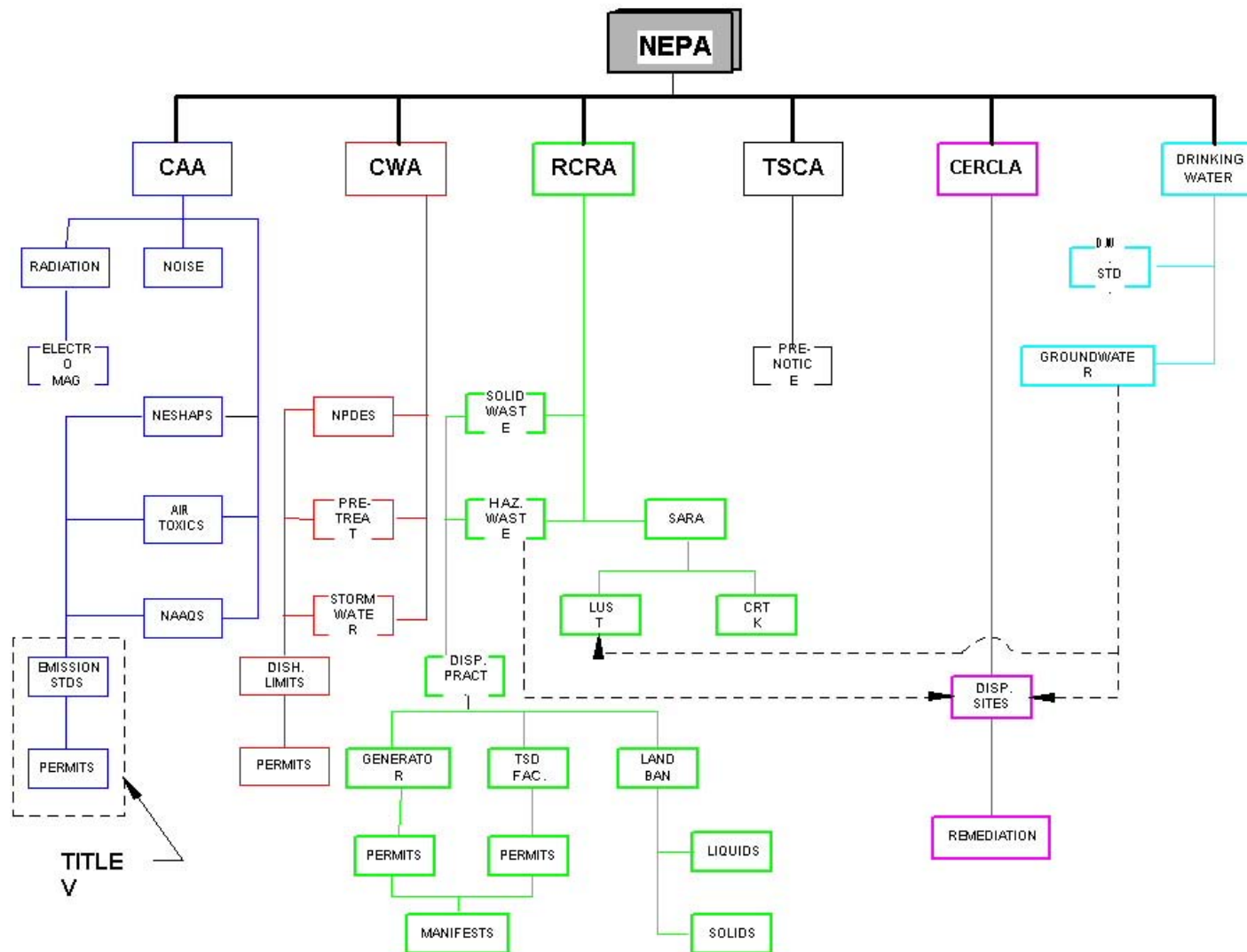


Figure 2 : application de l'ERS à diverses situations

NEPA = National Environmental Policy Act ; CAA = Clean Air Act
 NESHAPS = National Emissions Standards for Hazardous Air pollutants ; NAAQS = National Ambient Air Quality Standards
 STDS = Standards ; CWA = Clean Water Act
 NPDES = National Pollutants Discharge Elimination System ; Dish = Discharge
 RCRA = Resource Conservation and Recovery Act ; Haz. = Hazardous
 Disp. Pract. = Disposal Practices ; TSD Fac. = Transportation, Storage and Disposal Facility
 SARA = Superfund Amendments and Reauthorization Act ; LUST = Leaking Underground Storage Tanks
 CRTK = Community Right-To-Know ; TSCA = Toxic Substance Control Act
 CERCLA = Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act ; D.W. = Drinking Water

VII.4 - Quelques résultats et points marquants d'ERS effectués aux Etats-Unis et analysés dans la base Info Santé Déchets

VII.4.1 - Applications à la comparaison de diverses filières de traitement des déchets

L'analyse des effets potentiels des toxiques impliqués dans diverses options de gestion des déchets municipaux : recyclage, compostage, incinération, enfouissement est présentée dans un premier document recensé dans la base du RSD ⁴⁵. Cet intéressant travail de compilation fournit des valeurs guides utiles à la décision. Mais la lecture est ardue et les approches parfois surprenantes, donnant une impression de patchwork.

Une revue des études comparatives des évaluations des risques pour la santé aux Etats-Unis fait l'objet d'un autre article ⁴⁶. Son objectif est de résumer les procédures suivies pour comparer et classer les principales sources de nuisances pour la santé, et de juger de la cohérence des résultats de ces procédures, lesquelles sont mises en œuvre au niveau fédéral, au niveau des Etats ou au niveau local. Le concept « d'évaluation comparative des risques » (ECR) s'est développé et a connu une première application au niveau fédéral, aux USA en 1987, avec la publication du document « travaux inachevés » de l'EPA. Ce document hiérarchise un ensemble de catégories de sources de nuisances et de risques relevant de la compétence de l'US-EPA. L'ECR est un processus de gestion et de planification environnementale qui se propose de relier le point de vue technico-scientifique de l'analyse des risques et les préoccupations du public, avec pour finalité d'éclairer les choix en matière d'allocation des ressources en vue de la réduction des risques. C'est une approche structurée de cotation et de pondération qui implique une forte participation citoyenne dont les formes peuvent être variées. En classant 31 problèmes environnementaux selon 4 axes de risques (santé-cancer, santé non cancer, effets écologiques, effets sur la qualité de vie), l'US-EPA a retenu 12 thèmes majeurs ; les seuls critères de santé aboutissent à un classement très discriminant des priorités qui met en tête de liste les risques professionnels, les polluants de l'air en milieu intérieur puis les toxiques atmosphériques non réglementés. Les sites de stockage de déchets dangereux ou non dangereux sont classés dans la seconde moitié de la liste (tableau 1).

⁴⁵ ANON. Analysis of the potential effects of toxics on municipal solid waste management options. Gov. Rep. Announc. Index, 1995b, Issue 14, 1-142

⁴⁶ JOHNSON BL. A review of health-based comparative risk assessments in the United States. *Rev. environ. Health*, 2000, 15, 3, 273-287

Tableau 1 : Classement des priorités environnementales d'un point de vue sanitaire (adapté de US-EPA, 1987, Unfinished business: a comparative assessment of environmental problems).

Problème environnemental	note	rang	Problème environnemental	note	rang
Exposition professionnelle à des agents chimiques	20	1	Emission de substances détruisant la couche d'ozone	11	13
Pollution intérieure (sauf radon)	17	2	Centres de stockage de DI non dangereux	11	13
Toxiques atmosphériques	17	2	Centres de stockage d'OM	11	13
Exposition à des produits de consommation	17	2	Centres de stockage de DI dangereux inactifs	9	16
Résidus de pesticides dans l'alimentation	17	2	Centres de stockage de DI dangereux actifs	9	16
Eau de boisson	17	2	Source ponctuelle de pollution indirecte d'eau de surface	9	16
Epannage de pesticides	17	2	Boues contaminées	7	19
Polluants atmosphériques réglementés	15	8	Déchets de mines	7	19
Radon intérieur	14	9	Pollution d'estuaires	6	20
Rayonnements ionisants (sauf radon)	13	10	Pollution diffuse d'eaux de surface	5	21
Autres risques liés aux pesticides	13	10	Fuites de cuves de stockage	5	21
Emissions accidentelles de toxiques	13	10	Source ponctuelle de pollution directe d'eau de surface	5	21

Sept étapes clés conditionnent le succès de la procédure d'ECR : (1) mettre en œuvre une organisation logistique ; (2) impliquer les parties prenantes ; (3) constituer des groupes de travail ; (4) sélectionner les problèmes environnementaux ; (5) établir des critères de classement ; (6) publier les résultats.

Les auteurs insistent sur le fait que cette procédure, encore non standardisée, n'est pas un gage absolu d'exactitude, et dépend grandement des systèmes de valeurs des parties prenantes. Elle constitue cependant une approche facilitant le débat public et la participation raisonnée des citoyens.

Mise en œuvre par l'US-EPA, divers Etats fédérés et par certaines municipalités, cette approche a produit des résultats somme toute assez cohérents. On regrettera que l'article, fort intéressant quant aux principes généraux de la démarche, soit muet sur ses détails méthodologiques.

En septembre 1999, l'US-EPA établissait un seuil d'émission réglementaire en dioxines et furanes dans le cadre du Clean Air Act, fondé sur l'utilisation des "facteurs d'équivalence toxique" par rapport à la 2,3,7,8-TCDD ⁴⁷. Dans le même temps, l'agence annonçait la nécessité, pour les industries, de démontrer qu'elles n'engendraient pas de risques sanitaires et environnementaux inacceptables. Cette démonstration doit s'appuyer sur un guide méthodologique remis à jour récemment en tenant compte des avancées scientifiques et méthodologiques des dernières années. Concernant les dioxines, le guide préconise notamment d'évaluer séparément les risques sanitaires de chacun des 17 congénères classiquement analysés et non plus de les rassembler en équivalent toxique de la 2,3,7,8-TCDD. L'auteur s'interroge alors sur la possibilité d'identifier les paramètres qui pourraient avoir la plus grande influence sur le résultat final.

⁴⁷ BELL JU. Estimating the human health risks from polychlorinated dioxins and furans in stack gas emissions from combustion units: implications of USEPA's dioxin reassessment. *Waste Manag.*, 2002, 22 (4), 405-412

VII.4.2 -Evaluation de situations particulières

Une étude évalue l'excès théorique de cancers liés aux métaux (As, Cr, Be, Cd) émis par deux UIOM de Chicago à environ une douzaine de cas sur 70 ans ⁴⁸. Cette première ERS comportait de nombreuses incertitudes.

L'ATSDR a effectué sur un certain nombre de sites Superfunds, tel celui d'Helena (Caroline du Sud), des ERS vis-à-vis des populations riveraines basées sur de nombreuses analyses de sol, des eaux superficielles et profondes, sur la décharge et en périphérie, ainsi qu'un registre des plaintes et une enquête démographique ⁴⁹. Les résultats ont été comparés aux valeurs guides de divers répertoires : CREG (Cancer Risk Evaluation Guide) ; EMEG (Environmental Media Evaluation Guide) ; RMEG (Reference Dose Media Evaluation Guide). Les contaminants les plus représentatifs étaient les suivants : insecticides organochlorés (HCH, dieldrine, endrine), As, Pb, benzène, HAP. Les teneurs allaient de 0,01 à 2 000 ppm dans le sol en profondeur, 0,01 à 31 ppb dans l'eau profonde. D'après l'enquête d'exposition, les populations potentiellement exposées n'ont pu être définies. Aucune plainte ni préoccupation n'ont été exprimées par la population, sauf concernant une possible contamination de l'eau municipale. Un suivi périodique a montré que celle-ci n'était pas affectée. L'ERS n'a pas mis en évidence un risque sanitaire à court ou long terme, notamment en matière de cancérogène.

Une autre étude s'intéresse à l'évaluation du risque d'un site d'incinération des déchets ⁵⁰.

VII.4.3 -Approches méthodologiques

Des travaux cherchent à faire évoluer l'ERS, soit sur des thèmes conceptuels, tels que l'ERS des mélanges complexes, soit par des analyses critiques.

Il en est ainsi de ce travail qui vise à mieux prendre en compte l'impact potentiel des effluents complexes issus des sites Superfunds ⁵¹. A la lecture il s'est avéré décevant à cet égard. Par contre, il retrace après 10 ans, l'évolution de l'ERS et des sites Superfunds sur divers points :

- connaissances des sources de pollution : sites miniers, entreprises de traitement de déchets
- classes chimiques les plus rencontrées : COV 74% ; inorganiques : 71%
- les polluants prioritaires selon 3 critères : fréquence, toxicité, potentiel d'exposition
- voies d'exposition prépondérantes : eau 91% ; sol 46% ; chaîne alimentaire 14%
- mélanges les plus fréquents sur les sites dans les milieux sol et air.

⁴⁸ HALLENBECK WH, BREEN SP, BRENNIMAN GR. Cancer risk assessment for the inhalation of metals from municipal solid waste incinerators impacting Chicago. Bull. environ. Contam. Toxicol., 1993, 51, 165-170

⁴⁹ ANON. Public health assessment for Helena Chemical Company landfill, Fairfax Allendale county, South Carolina, Region 4 CERCLIS No SCD058753971. Final report (South Carolina State Department of health and Environmental Control Columbia). Gov. Rep. Announc. Index, 1995a, Issue 11, 1-44

⁵⁰ HERTEL NE, COWARD HM, EVANS TM, ROBINSON MG, MULHOLLAND JA, BURGE DA. Savannah River Site consolidated incineration facility health risk assessment. Health Phys., 1995, 68, (suppl.6), S11

⁵¹ JOHNSON BL, DE ROSA CT. Chemical mixtures released from hazardous waste sites: implications for health risk assessment. Toxicology, 1995, 105, 145-156

Les sites Superfunds ont été classés en 5 catégories en fonction de l'urgence de la réhabilitation suite à l'ERS. En 1994, 54% des sites Superfund posaient un problème de santé publique. Un effectif de 41 millions de personnes habitaient dans un rayon de 4 miles autour de l'un de ces sites.

Un autre article remet en cause non la démarche d'ERS mais la pertinence des paramètres retenus dans les bases de données de l'EPA ⁵².

⁵² CHILTON J, CHILTON K. A critique of risk modeling and risk assessment of municipal landfills based on United States environmental protection agency techniques. *Waste Manage. Res.*, 1992, 10, (6), 505-516

VIII. - DESCRIPTION DE LA PRISE EN COMPTE DE L'IMPACT SANITAIRE EN SUEDE

VIII.1 - Généralités

VIII.1.1 - Documents

Le principal et premier document dans lequel apparaît la notion d'impact sanitaire est le code de l'environnement suédois⁵³, rédigé en 1998 et entré en vigueur en 1999, il a encore subi de nombreuses modifications jusqu'en août 2000. Ce document est structuré en 33 chapitres, 500 sections, il synthétise 15 des lois les plus fondamentales dans le domaine de l'environnement :

- Loi sur les ressources naturelles
- Loi sur la protection de l'environnement
- Loi sur le rejet des déchets dans l'eau
- Loi sur les carburants
- Loi sur la gestion des paysages agricoles
- Loi sur les services de nettoyage publics
- Loi sur la protection sanitaire
- Loi sur l'eau
- Loi sur les pesticides (dispersion au-dessus des forêts)
- Loi sur les produits chimiques
- Loi sur les préjudices environnementaux
- Loi sur la conservation de la nature
- Loi sur les pesticides biologiques (tests avancés)
- Loi sur les OGM
- Loi sur la faune et la flore (Mesures relatives aux espèces protégées)

Les objectifs du code suédois de l'environnement sont de promouvoir le développement durable pour permettre aux générations actuelles et futures de vivre dans un environnement sain. D'une façon générale,

- la santé humaine et l'environnement doivent être protégés des dommages et des nuisances quelle qu'en soit la cause,
- L'environnement naturel et culturel de valeur doit être protégé et conservé,
- La diversité biologique doit être conservée,

⁵³ Swedish Environmental Code, 1998, 186 p.

- Les paysages, les ressources en eau, et l'environnement doivent être utilisés précautionneusement dans l'intention d'une gestion à long terme d'un point de vue écologique, social, culturel et socio-économique,
- Les matériaux et les énergies doivent être réutilisés et recyclés.

La nouveauté de ce code suédois de l'environnement par rapport à la législation antérieure est de fixer des valeurs acceptables dans les différents milieux environnementaux, le sol, l'eau, l'air, et non plus seulement de minimiser les impacts environnementaux sans référence. De plus, les sanctions sont maintenant plus sévères et plus rapides en cas d'infractions au code de l'environnement, ce qui était une des raisons de la mauvaise applicabilité des législations précédentes.

Le deuxième document dans lequel apparaît la notion d'impact sanitaire est l'ordonnance (1998 :899) concernant les activités dangereuses pour l'environnement et la protection de la santé humaine. Cette ordonnance est entrée en vigueur le 1^{er} janvier 1999. Elle définit les activités dangereuses pour l'environnement et la santé humaine en correspondance avec le chapitre 9, section 6 du code suédois de l'environnement.

La plupart des publications en langue anglaise relatives à l'évaluation des risques sont antérieures à la publication du code de l'environnement suédois. L'Environmental Protection Agency (EPA) suédoise donne cependant accès à nombre d'informations par l'intermédiaire de son site internet⁵⁴.

VIII.1.2 - Activités visées par le code de l'environnement

Toutes les activités, mesures et opérations répondant aux objectifs du Code sont visées, que ce soit des activités privées individuelles quotidiennes ou des activités à but lucratif. Les simples citoyens, comme les industriels sont concernés. Les lieux d'accès publics dont les surfaces sont habitées ou constructibles sont visés et il est porté une mention particulière pour les systèmes de traitement individuel des boues, les tas de compost, les immeubles, les systèmes de chauffages, les aéroports, les stations thermales et les industries des pâtes et papiers. La législation ne s'applique pas au milieu du travail.

Les *activités dangereuses pour l'environnement* sont définies dans le code de l'environnement suédois comme les surfaces, constructions et installations qui émettent dans l'air, l'eau ou le sol, quelle que soit la voie, et pouvant causer des dommages pour la santé humaine ou pour l'environnement.

Trois principaux types d'activités sont définies : les rejets d'eaux usées, les décharges ou les émissions de polluants et les nuisances telles que le bruit, les vibrations, la lumière, les radiations...

Les activités recensées comme dangereuses pour l'environnement sont les suivantes :

- Agriculture
- Aquaculture
- Carburants fossiles

⁵⁴ Swedish EPA, <http://www.internat.naturvardsverket.se>

- Production alimentaire
- Textiles
- Fourrure, cuir
- Bois
- Pâtes à papier
- Production graphique et photographique
- Production de charbon, raffineries de pétrole, carburants gazeux et nucléaires
- Productions chimiques
- Production de plastiques et caoutchouc
- Production de minéraux non métalliques (verre, céramique, ciment...)
- Acier et autres métaux
- Productions électriques
- Plateformes (pour l'extraction du pétrole, des gaz en mer...)
- Electricité, gaz, chauffage et refroidissement
- Alimentation en eau
- Véhicules à moteur et à essence
- Infrastructures (aéroports)
- Laboratoires de chimie ou de biologie
- Champ de tir (civils ou militaires)
- Etablissements sanitaires (hôpitaux)
- Nettoyage de citernes
- Traitement de boues
- Déchets non dangereux
- Déchets dangereux
- Déchets radioactifs
- Aires de courses automobiles
- Sociétés de nettoyage
- Crematorium

Ces activités sont codifiées en fonction de leur type et de leur tonnage par un SNI qui est une classification suédoise de toutes les activités économiques. Le détail des activités relatives aux déchets est le suivant :

- Déchets non dangereux :
 - Recyclage > 10 000 tonnes/an
 - Stockage > 10 tonnes/an
 - Triage : 1 000 tonnes/an

- Enfouissement, incinération, traitement biologique... >50 tonnes par an
- Déchets dangereux :
 - Stockage temporaire de déchets pétroliers (< 5 tonnes), batteries avec plomb (<10 tonnes), produits électriques ou électroniques, huiles minérales isolantes (>10 tonnes).
 - Traitements autres que l'enfouissement > 1 000 tonnes
 - Enfouissement > 10 000 tonnes
 - Destruction ou traitement de déchets contenant des produits halogénés
 - Recyclage, démantèlement... d'épaves de voitures
 - Produits électriques ou électroniques ne contenant pas d'huile isolante
- Déchets radioactifs

VIII.1.3 - Autorités responsables des activités dangereuses pour l'environnement

Il correspond à chaque code SNI, une autorité à laquelle il faut s'adresser pour obtenir une autorisation ou un report d'exploitation :

Catégorie A : Ministère de l'environnement

Catégorie B : Conseil administratif du comté (la Suède est partagée en 24 comtés)

Catégorie C : Conseil municipal

Pour chaque activité codifiée il est donné l'autorité à laquelle se référer dans l'appendice de l'ordonnance (1998:899)⁵⁵ concernant les activités dangereuses pour l'environnement et la protection de la santé humaine.

Seules les installations (enfouissement, incinération, traitement biologique...) de déchets non dangereux de tonnage supérieur à 100 000 tonnes, les installations de traitement de déchets dangereux (hors enfouissement) de plus de 1000 tonnes, les excavations de matériaux de plus de 20 000 tonnes par an, les enfouissements de plus de 10 000 tonnes par an et les installations de déchets radioactifs relèvent de la juridiction du ministère de l'environnement. Les autres installations et/ou de plus petit tonnage relèvent du conseil administratif du comté (24 comtés en Suède) ou du conseil municipal. Les municipalités ont en particulier la responsabilité de superviser la protection de la santé dans les habitations, les hôpitaux, les établissements scolaires, les hôtels, les salles de réunion,... Dans la plupart des cas, les autorisations gouvernementales sont soumises à approbation du conseil municipal. Ce veto ne peut cependant pas s'exercer pour les structures d'alimentation en eau, les chemins de fer, les routes et voies de navigation publiques et les aéroports et pour certaines installations de stockage intermédiaire ou finale de déchets radioactifs. Pour ces activités, l'autorisation du gouvernement peut s'exercer même en cas de désaccord du conseil municipal. Toutefois l'avis du conseil municipal est respecté s'il existe un site plus approprié pour l'activité ou si un conseil d'une autre municipalité possède un site approprié et accepte l'activité.

La procédure d'autorisation consiste à évaluer si les opérations satisfont aux conditions requises pour les dites opérations et peut amener à imposer des mesures de précaution complémentaires.

⁵⁵ Ordinance (1998:899) concerning environmental hazardous activities and the protection of public health, last revision 2002:557, 40 p.

VIII.1.4 - Effets pris en compte

Les *détriments pour la santé humaine et l'environnement* sont définis dans le code de l'environnement comme toute perturbation pouvant entraîner des effets sur la santé en terme médical ou d'hygiène non mineur ou temporaire.

Les détriments sont définis comme incluant la chaleur, le froid, les courants d'air, l'humidité, le bruit, les polluants de l'air, les radiations, les moisissures et autres effets similaires. Ces détriments ne tiennent pas compte des aspects économiques et techniques, ils sont donc uniquement fondés sur une évaluation scientifique.

Les perturbations sont considérées comme *mineures* si les détriments sont observés sur certains individus plutôt que sur la majorité de la population. Cependant, il est précisé qu'il doit être prêté une attention particulière à certaines personnes sensibles tels que les personnes allergiques. La notion d'*effet temporaire* n'est pas explicitée.

VIII.2 - Méthodologie pour le cas des sites contaminés

L'évaluation environnementale et sanitaire repose sur la détermination de *critères de qualité environnementale*, c'est-à-dire de seuils dans l'environnement au-delà desquels les composés présentent un risque pour la santé humaine. Ces critères de qualité environnementale sont un instrument de la législation suédoise introduit dans le code de l'environnement pour répondre aux Directives européennes. La méthodologie est développée par l'agence de protection de l'environnement suédoise (EPA) en distinguant les milieux suivants :

- les eaux souterraines,
- les lacs et les cours d'eau,
- les côtes et les mers,
- Les surfaces forestières,
- Les surfaces agricoles,
- Les sites contaminés.

Le terme site contaminé est défini comme un site d'enfouissement ou une surface de sol, d'eau souterraine, ou de sédiment, contaminée par une source, dont les concentrations excèdent les concentrations relevées localement ou régionalement. C'est ce milieu, se rapprochant le plus de l'intérêt des filières de traitement de déchets qui sera développé dans les paragraphes suivants.

Les risques sanitaires et environnementaux sont pris en compte par l'intermédiaire des dangers liés aux polluants (déterminés en fonction de leurs caractéristiques chimiques et physiques), des niveaux de contamination en polluants, du potentiel migratoire des polluants (en lien avec les caractéristiques des sols et des eaux souterraines), de l'exposition humaine et de l'utilité de la protection du site (c'est-à-dire la présence d'éléments naturels utiles dans la zone).

Pour chacun de ces facteurs il est établi une classification sur une échelle à 4 degrés (faible, modéré, grand, très grand) et ses classifications sont considérées dans leur ensemble pour évaluer le risque sanitaire lié au site contaminé étudié.

VIII.2.1 - L'évaluation des dangers

L'évaluation des dangers est le premier des critères d'évaluation. Elle s'appuie sur les directives et la classification de l'inspection nationale des produits chimiques suédoise (National Chemicals Inspectorate)⁵⁶, qui est une autorité sous la tutelle du Ministère de l'Environnement⁵⁷. La dangerosité d'un composé est établie en fonction de ses caractéristiques réglementaires, à savoir si le produit est interdit ou pas, s'il existe des restrictions d'usage et sa classification relative aux effets délétères sur l'homme et l'environnement. Ainsi, tous les composés examinés par la National Chemicals Inspectorate⁵⁸ sont classés en niveau de dangerosité faible, modéré, élevé ou très élevé (Tableau 2). Cette classification porte aussi bien sur des composés chimiques précis (identifiables par un numéro CAS unique) (exemple : le benzène), que sur des familles de composés (exemple : dioxines) voir des familles chimiques (exemple : hydrocarbures aliphatiques) ou des noms vulgaires (exemples : huile de coupe). Il est porté une attention particulière à différentes forme de bois (fibres de bois, arbres, goudrons de bois) qui marque l'importance de l'exposition à ce matériau étant donné que c'est une ressource naturelle qui a une place importante dans l'économie du pays. Il n'est pas sûr que la traduction anglaise du document permette d'accéder à la finesse du langage suédois relatif aux termes portant sur les différentes formes du bois.

Le niveau de dangerosité est défini à partir de caractéristiques à la fois environnementales et sanitaires. Les dangers sanitaires sont cependant considérés comme prioritaires puisqu'ils définissent à eux seuls le premier niveau de dangerosité (niveau faible).

⁵⁶ National Chemicals Inspectorate (KemI), <http://www.kemi.se>

⁵⁷ The Ministry of the Environment, <http://miljo.regeringen.se>

⁵⁸ National Chemicals Inspectorate, 1999, General Recommendations issued by the National Chemicals Inspectorate and accompanying its Regulations (KIFS 1994 :12) on the Classification and Labelling of Chemicals Products, 86 p.

Tableau 2 : Classification des composés, produits ou mélanges en fonction de leur potentiel dangereux

Niveau de dangerosité	Définition	Exemples
Faible	Modérément dangereux pour la santé	Fer, Calcium, Magnésium, Manganèse, Papier, Bois
Modéré	-Dangereux pour la santé -Irritant -Dangereux pour l'environnement	Aluminium, acétone, hydrocarbures aliphatiques, rebuts métalliques, fibres de bois, arbres, zinc
Elevé	-Toxique -Corrosif -Dangereux pour l'environnement	Cobalt, cuivre, chrome (si absence de chrome VI), nickel, vanadium, ammoniac, hydrocarbures aromatiques, phénols, formaldéhyde, glycol, solvants, styrène, produits pétroliers, carburant d'aviation, fuel domestique, mélanges eau-hydrocarbure, lubrifiants, peroxyde d'hydrogène, colorants et peintures, huiles de coupe, essence, diesel, goudron de bois
Très élevé	-Très toxique Substances non commercialisées	Arsenic, plomb, cadmium, mercure, chrome VI, benzène, sels métalliques, cyanure, créosote, goudron de houille, HAP, dioxines, chlorobenzène, chlorophénol, solvants chlorés, composés organochlorés, PCB, tétrachloroéthylène, trichloroéthane, trichloréthylène, pesticides, herbicides

VIII.2.2 - L'évaluation des niveaux de contamination

L'évaluation des niveaux de contamination est le deuxième critère d'évaluation. Le principe est que le danger précisé dans la première étape, ne peut être effectif que si le polluant est présent à forte concentration et/ou en grandes quantités. Autrement dit l'évaluation des risques doit tenir compte à la fois de la dangerosité du polluant et de sa prévalence.

L'évaluation des niveaux de contamination doit être réalisée pour chacun des milieux, affecté par la contamination (sol, eaux souterraines, eaux de surface et sédiments). Il tient compte d'une combinaison d'évaluation :

➤ Evaluation du risque sanitaire et environnemental :

L'évaluation du risque sanitaire et environnementale est basée sur la comparaison de des valeurs mesurées dans les différents milieux de la zone d'étude avec des *valeurs guides*, c'est-à-dire des niveaux qui ne peuvent pas être dépassés sans risque pour la santé humaine ou pour l'environnement. Plus la valeur mesurée excède la valeur guide et plus grand est le risque.

Les situations décrites en fonction de l'écart à la valeur guide sont indiquées dans le tableau suivant.

Tableau 3 : Classification du risque en fonction de l'écart à la valeur guide

Classification du risque	Concentration mesurée comparée à la valeur guide
Pas très grave	Concentration mesurée < valeur guide
Moyennement grave	Concentration mesurée = 1-3 × valeur guide
Grave	Concentration mesurée = 3-10 × valeur guide
Très grave	Concentration mesurée > 10 × valeur guide

Les valeurs guides recommandées par l'EPA suédoise sont :

- Pour les sols : Les valeurs guides suédoises de contamination des sols, le cas échéant des valeurs d'autres pays comparables à la situation à étudier.

- Pour les eaux souterraines : Pour les stations service, les valeurs guides suédoises relatives aux eaux souterraines, en première alternative, les valeurs seuils de l'administration nationale de l'alimentation (National Food Administration) pour l'eau potable et en deuxième alternative des valeurs étrangères.

- Pour les eaux de surface : Les critères de qualité de l'eau canadiens ou les critères de qualité des lacs et cours d'eau.

Quand les valeurs guides ne sont pas utilisables, il peut être envisagé l'utilisation de données toxicologiques. Dans ce cas, la valeur guide est de préférence le LOEC (lowest observable effect concentration) ou le LC50 divisé par 1000. Les tableaux présentant les valeurs guides pour chacun des milieux sont reportés dans des annexes.

- Comparaison des concentrations mesurées avec le bruit de fond (appelé « valeur de référence »)

Les valeurs de référence sont les valeurs qui auraient été relevées en absence de pollution par quelque source que ce soit. Autrement dit les valeurs de références reflètent les concentrations naturelles en polluants additionnées des concentrations dues à la dispersion à très grande échelle.

Les valeurs de référence les plus utilisées sont les concentrations relevées sur la zone étudiée dans des parcelles non affectées par la pollution à étudier. L'exploitation des résultats est fonction du nombre de prélèvements effectués : Si 5 à 20 échantillons sont prélevés, la valeur de référence est la valeur la plus élevée ou la valeur juste inférieure à la valeur la plus élevée. Si plus de 20 prélèvements ont pu être réalisés, la valeur de référence est le 90^{ème} ou 95^{ème} percentile. En absence de données à proximité du site pour établir une valeur de référence, il peut être utilisé des valeurs régionales ou même nationales.

L'écart entre les concentrations mesurées et les valeurs de référence déterminent avec quel degré la zone étudiée est contaminée. Quatre degrés de contamination sont définis dans le tableau suivant.

Tableau 4 : Caractérisation du degré de contamination en fonction de l'écart avec la valeur de référence

Caractérisation du rapport calculé	<u>Valeur mesurée</u> Valeur de référence
Peu ou pas d'effet de la source	< 1
Effets probables de la source	1-5
Effets importants	5-25
Effets très importants	> 25

- Evaluation de la quantité de polluant et du volume de matériau pollué. Pour les polluants hautement toxiques comme les dioxines, cette évaluation n'est pas appliquée et la présence de dioxine est considérée quelle que soit sa quantité.

VIII.2.3 - Le potentiel de migration des polluants

Le potentiel de migration est un des critères de définition de la qualité d'un site contaminé. Le risque pour la santé humaine et pour l'environnement à partir d'un sol contaminé dépend de l'étendue de la pollution dans la zone étudiée et de la vitesse à laquelle les polluants vont se disperser. L'établissement des facteurs contribuant à la dispersion des polluants nécessite des investigations géologiques et hydrogéologiques de la zone contaminée, la connaissance de la distribution de la contamination dans le sol, une connaissance de la chimie du sol, la prise en compte des bâtiments et autres constructions sur la zone contaminée et une connaissance du devenir du polluant dans l'environnement. L'EPA présente les instructions pour obtenir ces informations et comment les interpréter. Finalement, il peut-être établi une évaluation du risque migratoire à partir des facteurs collectées pour chacun des milieux.

VIII.2.4 - Evaluation de l'exposition

En ce qui concerne l'évaluation de l'exposition, il s'agit ici de savoir si les populations, les animaux ou les plantes peuvent être exposés aux polluants dangereux au moment de la réalisation de l'étude ou dans le futur. Autrement dit, il s'agit ici d'évaluer la vraisemblance de l'exposition envisagée.

L'EPA propose une évaluation de la vraisemblance de l'exposition humaine en fonction de la fréquentation et des usages de la zone d'étude. La grille d'évaluation est présentée dans le tableau suivant :

Tableau 5 : Evaluation de l'exposition des populations

Vraisemblance d'exposition	Caractéristiques de la zone
Faible	Pas d'exposition humaine Exemple : zone clôturée où aucune activité n'est recensée
Modérée	Exposition mineure, en environnement de travail L'eau souterraine n'est pas utilisée pour la boisson
Grande	Exposition durant les heures de travail (exemple : bureaux), Exposition mineure des enfants, Eaux souterraines ou de surface utilisées pour la boisson, Terrain utilisé pour la culture de végétaux ou l'élevage d'animaux ou pour la récréation
Très grande	Résidence humaine permanente Exposition importante des enfants Eaux souterraine et de surface utilisées pour la boisson.

VIII.2.5 - Evaluation de la protection de l'environnement

Ce chapitre porte sur la considération de la conservation de la nature pour la zone étudiée en fonction des caractéristiques de la zone d'étude. Dans ce chapitre, l'intérêt porte exclusivement sur l'environnement, aucun facteur sanitaire n'est pris en compte. Des facteurs caractérisant la zone et son degré de pollution sont considérés en même temps que des considérations sur la conservation des espèces. Il ne semble peut-être pas facile de classer tous les sites dans une de ces 4 catégories.

Tableau 6 : Evaluation de l'utilité d'une protection

Utilité de conservation	Caractéristiques de la zone
Faible	Très polluée. Ecosystème naturel détruit par les activités anthropiques. Exemple : décharge, espace pavé.
Modérée	Ecosystème perturbé. Ecosystème régional commun. Exemple : Forêt, espaces agricoles
Grande	Ecosystèmes régionaux moins communs : Les effets de la pollution sur les individus d'une espèce ou les écosystèmes considérées par les autorités locales ou régionales ont une haute valeur de conservation. Exemple : littoraux, cours d'eau, aires de récréation et parcs urbains.
Très grande	Les individus d'une espèce ou les écosystèmes considérés par les autorités locales ou régionales ont un haut potentiel de conservation. Exemple : zone de conservation de la nature, parcs nationaux, réserves naturelles, réserves marines, refuges d'animaux et autres formes de protection du biotope, zones comportant des espèces en voie d'extinction ou qui ont été désignées d'intérêt national à conserver.

VIII.2.6 - Mise en parallèle des différentes évaluations

L'étude du danger des polluants, du potentiel de migration, de l'évaluation de l'exposition et de l'utilité de la conservation a permis d'établir, pour chacun de ces points, un classement selon une échelle à 4 niveaux. C'est la combinaison de ces classements qui est considérée pour établir l'évaluation du risque. Pour ce faire, il est construit un diagramme sur lequel il est reporté les 4 classes de l'évaluation du potentiel de migration en ordonnée et les 4 classes

des autres facteurs en abscisse. L'évaluation du risque est représentée par 4 zones de couleur sur le diagramme. Pour chacun des milieux (sol et eau souterraine, sédiments, bâtiments ou autres constructions, eau de surface), il est représenté par une ligne horizontale le potentiel de migration. Sur chacune de ces lignes il est positionné par un point l'évaluation du risque pour le danger du polluant (H), pour l'évaluation du niveau de contamination (L), pour l'évaluation de l'exposition (S) et pour l'évaluation de l'utilité de la conservation (P). On obtient ainsi pour chacun des milieux la position relative de l'ensemble des évaluations prises en compte. Un exemple est présenté sur la Figure ci-dessous. Lorsque la classification des différents points évalués diffère pour un même milieu (comme c'est le cas sur la Figure 3 : les points se trouvent répartis entre la classification très grand risque et risque modéré), il doit être choisi quelles sont les évaluations qui caractérisent le mieux la zone. Il est ici évident que la plus grande attention doit être portée au risque sanitaire et environnemental.

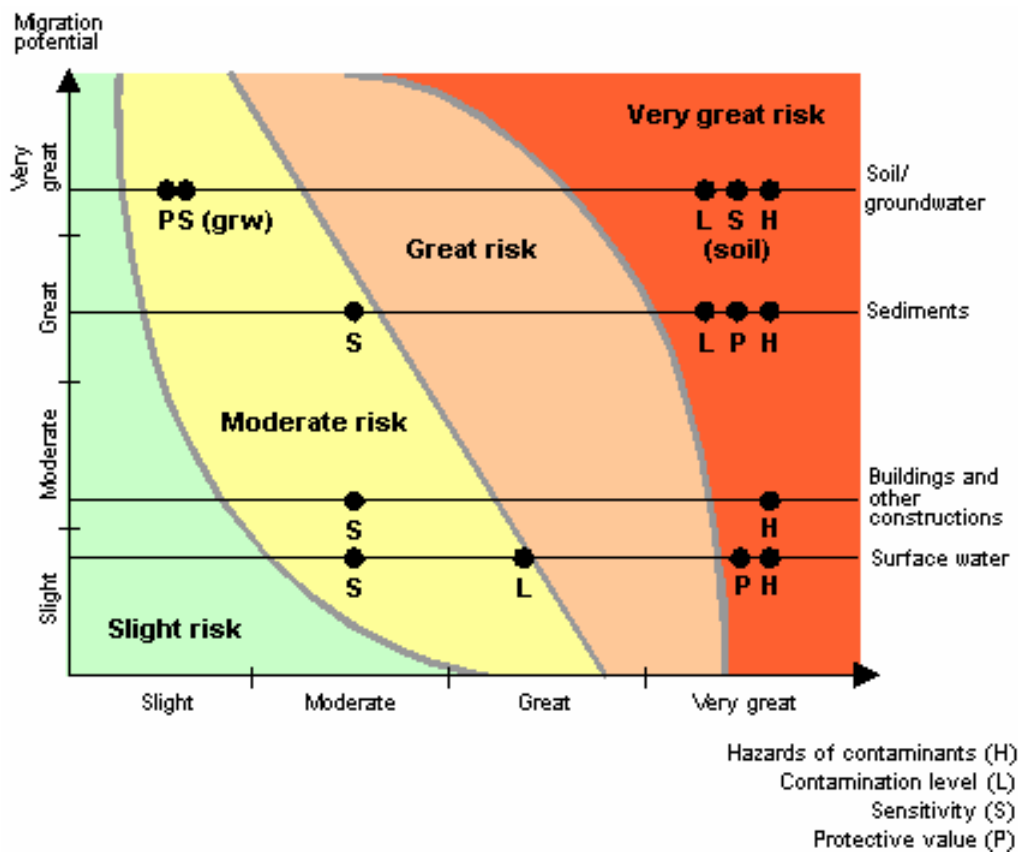


Figure 3 : Exemple de diagramme d'évaluation du risque

Cette classification en 4 classes est combinée ensuite avec d'autres critères de qualité environnementaux qui permettent d'affiner la classification du risque faible (« slight risk »).

VIII.2.7 - Conclusion

L'évaluation des risques sanitaires suédoise associe systématiquement les risques sanitaires avec les risques environnementaux, mise à part l'étape d'évaluation de l'exposition humaine. La méthodologie proposée n'est pas un enchaînement d'étapes amenant à la quantification du risque sanitaire (comme en France) mais une mise en parallèle de l'évaluation de 5 facteurs (dangers des composés, niveau de contamination, potentiel de migration, exposition des populations, utilité de la protection naturelle) qui aboutit à une classification du risque et non à une quantification numérique. L'utilisation d'une classification apparaît intéressante dans un domaine où les incertitudes, rarement quantifiées en pratique, peuvent faire fluctuer de façon importante les résultats de l'évaluation.

Il est porté un intérêt particulier à la comparaison des concentrations, relevées sur le site à étudier, avec des concentrations environnementales strictement suédoises. Cette comparaison spécifique est rendue possible grâce à la large base de données environnementale, dont dispose la Suède. En effet, depuis plusieurs années, l'EPA suédoise a collecté plusieurs milliers de résultats de mesures environnementales sur son territoire. Les mesures réalisées sont systématiquement accompagnées d'une description de leur contexte environnemental ce qui permet de ne pas interpréter à tort des mesures et de ne pas réaliser des comparaisons de valeurs qui ont des contextes très différents. Cette démarche est récente puisque, avant son intégration dans le code de l'environnement suédois, la législation précédente avait pour objectif de minimiser et d'atténuer les effets délétères sans aucune référence.

La qualité de l'air est un objectif environnemental mais ne fait pas l'objet d'évaluation de l'impact sanitaire. Des concentrations maximales dans l'air ont été fixées par le parlement suédois pour le dioxyde de soufre, le dioxyde d'azote, l'ozone et les composés organiques volatils, pour les échéances 2005 à 2010. Ces concentrations correspondent à une protection contre le risque de cancer, le risque systémique et la protection des effets sur les plantes, la faune sauvage et les cultures. Là encore risques environnementaux et sanitaires sont considérés dans leur ensemble et l'établissement de valeurs d'émission protectrices évacue l'intérêt de la réalisation d'une évaluation des risques sanitaires.

La description de la démarche d'évaluation des risques ne porte que sur les sols contaminés, les forêts, les zones agricoles et les milieux aquatiques qui tiennent une place prépondérante en Suède de par les caractéristiques géographiques du pays. Dans le cas des sols pollués, les spécificités liées à la Suède sont également marquées par le fait que, parmi les composés examinés quant à leur dangerosité, figurent plusieurs formes du bois (arbres, fibres de bois, goudron de houille de bois).

La Suède a développé une démarche qui s'appuie sur une riche base de données environnementales, ce qui lui permet de réaliser une évaluation des risques très spécifique au terrain étudié. Mais les champs d'application de l'évaluation des risques sanitaires qui ont pu être retrouvés décrits en langue anglaise (sols pollués) sont pour l'instant assez restreints.

VIII.2.8 - Experts consultés

NOM	ORGANISME	tél	e-mail
Suzanne ÖHRLING	National Institute of Public Health, NIPH, Stockholm	+46 8 566 1	info@fhi.se
Eva FALK	NIPH, Statens folkhälsoinstitut, www.fhi.se	+46 8 566 1	
Liselotte SCHÄFER ELINDER	NIPH, Research Manager	+46 8 566 1	liselotte.schaferelinder@fhi.se
Bosse PETTERSSON	NIPH, Deputy, Director General	+46 8 566 1	bosse.pettersson@fhi.se
Britta HEDLUND	Swedish Environment Protection Agency, SEPA, Stockholm	+46 8 698 10	britta.hedlund@naturvardsverket.se
Anna BLOMDAHL	SEPA	+46 8 698 16	
Lena Callermo	SEPA	+46 8 698 12	lena.callermo@naturvardsverket.se
Karin Dunér	SEPA	+46 8 698 16	karin.duner@naturvardsverket.se
Anika JANSSON	SEPA	+46 8	
Inger ALNESS	SEPA	+46 8 ³ 698 13	inger.alness@naturvardsverket.se
Karin BERENSSON	The Swedish Federation County Councils, FCC, www.lf.se	+46 8 452 76 90	landstingsforbundet@lf.se karin.berensson@lf.se
Kerstin BLOM BOKLIDEN	The Swedish Association of Local Authorities	+46 8 452 78	kerstin.blom.bokliden@svekom.se
Andreas Hagnell	The Swedish Association of Local Authorities		andreas.hagnell@svekom.se
Ingrid FORSMARK	UMEA University Dpt of Biology & Environmental Science	+46 90 786 50	ingrid.forsmark@bmq.umu.se
Dr Bertil Forsberg	UMEA University Hospital : road project : HIA integrated in EIA, easier than for industry where compounds are more complex	+46 90 785 27 51	
Magnus Hahne	The Swedish Environmental Health Officer's Association, SEHOA		info@mhtf.se
Mrs Gun LÖVBLAD	Swedish Environmental Research Institute, Göteborg, www.ivl.se	+46 31 725 62	
Asa Ahlgren	National Board of Health and Welfare, Stockholm	+46 8 555	Asa.Ahlgren@sos.se
Louise NILUNGER	WHO, Bruxelles European Center for Health Biology	+32 485	Louise.Nilunger@health.fgov.be

VIII.3 - Une démarche en chantier

VIII.3.1 - Les activités concernées

Dans le Code suédois de l'environnement, le chapitre 6 mentionne que la déclaration d'impact environnemental (**EIS, Environmental Impact Statement**) doit accompagner la demande de permis de construire (ou d'extension) de locaux destinés à accueillir des **activités dangereuses pour l'environnement et la protection de la santé**, ou encore liés au traitement de l'eau, à des extractions minières et à d'autres activités encore qui peuvent être désignées par le Gouvernement. Elle est exigée par d'autres lois également (dans le domaine de l'aviation civile, de la construction routière et ferroviaire, du câblage électrique, etc.).

Le chapitre 9 du Code suédois de l'environnement définit les activités dites dangereuses pour l'environnement, qui sont de 3 types :

- celle qui émettent, dans le sol ou dans l'eau, des eaux usées, des matières solides ou gazeuses à partir de sols, de constructions ou d'installations,
- celles qui libèrent d'autres polluants liés à l'utilisation de sols, de constructions et d'installations, comme les sites de décharge, les terres agricoles, les équipements de transport, ainsi que des émissions indirectes (lixiviats de décharges),
- celles occasionnant d'autres nuisances (bruit, vibration, lumière, radiation, etc.).

Ces activités dangereuses concernent tous les impacts, qu'ils soient locaux, régionaux, nationaux ou globaux, et incluent également les impacts temporaires (concasseur).

VIII.3.2 - La procédure d'EIS et sa finalité

L'établissement de l'EIS doit précéder la soumission de la demande d'autorisation de construire et accompagner celle-ci, et suivre la procédure de consultation publique, afin de présenter les meilleurs conseils possibles en matière d'environnement et de santé pour la prise de décision. L'opérateur doit obtenir et rassembler toutes les données disponibles et consulter différentes instances, autorités, organisations, ainsi que le public. Le financement de la réalisation et l'établissement de l'EIS est à sa charge.

Le but de la procédure d'EIS consiste à détecter les lacunes et insuffisances qui caractérisent l'état des connaissances et à accroître la compréhension des questions liées à l'environnement, **à la santé** et aux ressources naturelles. Le projet soumis doit être modifié en fonction des résultats du processus de consultation et doit tenir compte à la fois des alternatives et des mesures de prévention. **Le résultat de la procédure, c'est-à-dire le document désigné EIS, consiste finalement en un descriptif détaillé des effets du projet sur la santé humaine, sur l'environnement et sur la gestion des ressources naturelles.**

Le permis doit être obtenu pour faire construire, opérer, exploiter et parfois modifier ou étendre les installations d'une certaine taille. Les structures et les opérations pour lesquelles un permis est requis sont décrits dans une ordonnance séparée. La demande de permis est étudiée par les tribunaux environnementaux ou les conseils d'administration des comtés.

L'autorité de supervision de la municipalité doit être notifiée en cas d'opérations ou de structures d'impact environnemental mineur. Celles sont décrites dans une ordonnance à part.

VIII.3.3 - Le principe de précaution

Conformément au principe de précaution, les opérateurs des installations doivent prendre les mesures nécessaires pour prévenir les « dommages » qui pourraient être causés **à la santé humaine** ou à l'environnement, du fait de leurs activités. Les mesures de **protection de la santé** sont destinées à prévenir ou éliminer les impacts sur la santé.

Les « **dommages** » **causés à la santé humaine** sont décrits dans le Code de l'environnement comme « toute perturbation passible d'avoir des effets défavorables (négatifs) sur la santé en terme médicaux ou liés à l'hygiène, et qui ne sont ni mineurs, ni temporaires ». Ces effets (« dommages ») incluent la chaleur, le froid, les courants d'air, le bruit, les émissions dans l'air, la radon, des problèmes fongiques et autres effets similaires liés à l'environnement physique. Il est stipulé que l'évaluation de l'impact doit être réalisée sans tenir compte des aspects économiques ou techniques qui caractérisent le projet. Un dommage mineur est défini comme n'affectant qu'un nombre réduit d'individus, plutôt que la majorité de la population. Néanmoins, les individus très sensibles, telles les personnes allergiques ou asthmatiques par exemple, sont considérées à part.

VIII.3.4 - Les questions débattues concernant la mise en œuvre

Selon des experts du Swedish Association of Local Authorities, si **l'aspect concernant la santé publique est bien intégré dans l'évaluation d'impact environnemental (Environmental Impact Assessment, EIA) au niveau législatif, la situation est nettement plus complexe sur le terrain**. Actuellement, de nombreux travaux, d'études et d'essais pilotes sont en cours afin de mettre en application les mesures préconisées par le Code de l'environnement.

La méthodologie

Les sites industriels et leur impact sur la santé publique relèvent à la fois des collectivités locales et de l'institut national de santé publique. Ainsi, différentes catégories d'activités industrielles et les pollutions qui en émanent (émissions atmosphériques, bruit, etc.) ont été recensées et présentées dans un document réalisé par le National Board for Planning and Building. Par ailleurs, une liste de valeurs seuils et de concentrations limites concernant des agents polluants émis dans l'atmosphère a été adoptée conformément aux valeurs standard retenues par l'Union européenne (UE) dans les directives sur la qualité de l'air. Pour certains polluants, les seuils fixés en Suède sont plus stricts que ceux établis par législation de l'UE. Les valeurs seuils retenues pour l'environnement proviennent généralement de valeurs établies en fonction de l'impact des composants sur la santé.

Les différents aspect de l'évaluation des risques sanitaires font l'objet d'études approfondies et d'essais qui portent sur le choix des valeurs standard, les modalités d'application de la réglementation sur le terrain, les conditions d'analyse et de délivrance des permis, le niveau

d'exigence souhaitable et approprié, les différents types d'investigation, les modes de calcul et de modélisation, les divers paramètres de simulation, etc.

Il existe des projets pilotes menés dans les collectivités qui sont destinés à mettre au point les méthodologies standard reproductibles pour calculer le niveau d'exposition de la population et identifier les maladies liées aux émissions dans l'air, l'eau et les sols, aux nuisances sonores, olfactives, etc.

Notons également que le manque de temps, de ressources humaines et de moyens financiers ralentissent la mise en œuvre des procédures préconisées idéalement dans le Code de l'environnement. De plus, les expertises en matière de protection environnementale et de santé publique ne sont pas les mêmes et supposent d'importants efforts de collaboration et de concertation qui nécessitent beaucoup de temps.

Selon le Dr. Bertil Forsberg, de UMEA University Hospital qui contribue aux travaux d'évaluation des risques sanitaires associés aux infrastructures routières, l'étude d'impact sur la santé est bien intégrée dans l'étude d'impact environnemental réalisée pour les projets de construction routière. En effet, l'intégration du volet santé dans l'étude environnementale des projets routiers est une procédure beaucoup plus simple étant donné que les émissions polluantes à prendre en compte sont bien identifiées et connues, tandis que les émissions et la nature des composants émanant des sites industriels sont plus diversifiées et plus complexes.

La terminologie

Par ailleurs, il est intéressant de noter que dans le cadre de l'observation des exigences législatives inscrites dans le Code de l'environnement et de la Loi sur la planification et la construction (Planning and Building Act, PBA) et concernant l'impact sur la santé, le Conseil national de la santé et de la protection sociale (National Board of Health and Welfare) s'est livré à une évaluation de la notion de « santé » telle qu'elle est décrite dans les évaluations d'impact environnemental. Il ressort de cette investigation qu'il n'existe pas de définition claire de la notion de santé dans l'une et l'autre réglementation. Néanmoins, cette analyse considère que la notion de santé est plus progressiste dans la Loi sur la construction dans la mesure où elle est considérée dans le sens de « promotion de la santé », la société étant tenue d'organiser un cadre de vie agréable, c'est-à-dire veiller au bien-être. Le code de l'environnement quant à lui fait plutôt référence à la notion de « protection de la santé », se focalisant en priorité sur les questions de santé environnementale et d'hygiène. Le débat porte donc également sur des questions de sémantique, et ce d'autant plus que la terminologie employée dans les domaines de la protection de l'environnement et de la santé publique et les concepts qu'elle décrit n'est pas la même. Ainsi par exemple, il apparaît que l'utilisation de termes tels que effet, conséquence, impact ne décrivent pas les mêmes phénomènes dans le jargon médical et dans la terminologie propre à l'étude d'impact environnemental.

Ainsi, il ressort des groupes de réflexion entre experts que pour procéder à une description des effets sur la santé humaine, il importe que la description de l'environnement comporte une description la plus complète possible des polluants identifiés qui peuvent induire une modification des risques. L'évaluation environnementale doit comporter des informations précises sur les catégories de populations affectées. Idéalement il faudrait pouvoir réaliser une photographie de la situation, et une description complète des effets des polluants identifiés et de leurs concentrations sur la santé de la population, à court, moyen et long terme. Il s'agit également de déterminer si une fraction de la population en particulier (nourrissons, femmes

enceintes, personnes âgées) peut être menacée par des concentrations plus faibles de polluants.

VIII.3.5 - Les niveaux de compétences et de responsabilité

Selon les conclusions de certains experts, l'évaluation doit considérer la source de pollution, l'origine de l'effet sur la santé (courbe dose-effet) et non pas se contenter de vérifier que la dose de polluants reste comprise dans les limites préconisées dans les guides de santé et sécurité (concentrations limites et seuils recommandés). Les substances et facteurs qui ne sont pas concernés dans les guides méthodologiques établis devraient être pris en compte également, dans la mesure où l'état des connaissances du moment sur leurs effets sur la santé le permet. Les compétences professionnelles de la médecine environnementale sont à ce titre jugées indispensables.

Enfin, il apparaît clairement que la mise en pratique sur le terrain de la procédure souffre également d'un problème d'attribution des rôles entre les différents niveaux de responsabilités des collectivités territoriales, à savoir les commissions des comtés, les conseils d'administration des comtés, les municipalités.

Compte tenu du fait que la mise au point méthodologiques et en cours d'élaboration, il n'existe pas à l'heure actuelle de document disponible en anglais.

IX. - DESCRIPTION DE LA PRISE EN COMPTE DE L'IMPACT SANITAIRE AU CANADA

IX.1 - Généralités

IX.1.1 - Documents

La méthode d'évaluation des risques sanitaires au Canada est empreinte du modèle de son voisin américain. Cependant, les données nécessaires à la caractérisation du risque ont été spécifiquement adaptées au Canada. De plus, ce pays ne s'est pas contenté d'adopter la démarche américaine, il a réalisé une synthèse de l'état des lieux et des approches internationales sur cette question⁵⁹. Tous les textes réglementaires sont empreints de cet esprit d'ouverture et de critique « positive » des données.

Loi canadienne sur la protection de l'environnement (1999)

La Loi canadienne sur la protection de l'environnement est le texte législatif dans lequel il est intégré la notion d'évaluation des risques sanitaires. A partir de cette loi, des documents plus pragmatiques ont été établis dont *Le guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé et le cadre décisionnel de Santé Canada pour la détermination et l'évaluation et la gestion des risques pour la santé*, sont les 2 plus importants au niveau canadien et dont les *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine* est le plus important au niveau québécois et bien plus complet que les documents canadiens.

La notion de risque sanitaire est intégrée à la réglementation de la protection de l'environnement. Evaluation et gestion des risques sont intimement associées dans cette loi.

Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé (1999)

Ce guide est un manuel national définissant les principes et la pratique de l'évaluation de la santé humaine dans le cadre de l'évaluation des incidences environnementales. Il a été élaboré par le service d'évaluation d'hygiène du milieu pour le compte du Comité fédéral provincial territorial de l'hygiène du milieu et du travail. Ce guide fait suite au *Manuel national sur le volet santé de l'évaluation environnementale* qui est un document de travail établi à partir du travail de 6 ateliers régionaux multisectoriels. Il est constitué de 3 volumes :

- Le 1^{er} volume porte sur l'importance de l'évaluation des incidences sur la santé dans le cadre de l'évaluation environnementale et en énonce les éléments,
- Le 2nd volume présente la démarche intégrée permettant d'élaborer une opinion en santé publique dans le cadre des évaluations environnementales,

⁵⁹ Santé Canada, 1997, Evaluation environnementale et santé humaine : perspectives, approches et orientations. Document d'information pour l'étude internationale sur l'efficacité de l'évaluation environnementale, Ecosystems Consulting Inc. et Institute of Environmental Assessment, 54 p.

- Le 3^{ème} volume définit le rôle des professionnels de santé dans l'évaluation environnementale. Ils sont les principaux acteurs de l'évaluation des risques sanitaires car considérés comme des professionnels de la question sanitaire et neutres par rapport aux dossiers à traiter. Il leur est demandé de rendre un avis clair sur le risque sanitaire évalué.

Ce guide est destiné :

- aux promoteurs de projets,
- aux firmes de consultants en génie ou en sciences sociales qui préparent les études d'impact,
- aux professionnels de santé : médecins, infirmières, hygiénistes ou inspecteurs de santé environnementale travaillant dans le privé ou dans un service local ou régional de santé publique et qui auront à se prononcer sur les impacts sanitaires de l'implantation d'une installation,
- aux autorités responsables de l'autorisation des projets.

Le Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé est un guide de santé publique dans lequel la notion de santé comprend tous les types de nuisances pouvant l'affecter et qui est élargie aux domaines sociaux et économiques.

Cadre décisionnel de Santé Canada pour la détermination, l'évaluation et la gestion des risques pour la santé (2000)

Le processus d'évaluation et de gestion des risques a été cadré dès 1993 par Santé Canada. Le *Cadre décisionnel de Santé Canada pour la détermination, l'évaluation et la gestion des risques pour la santé* est une mise à jour du cadre élaboré en 1993 qui tient compte des changements intervenus dans la société et des avancées de la science et des technologies dans le domaine de l'évaluation des risques. C'est certainement le document le plus pragmatique pour la description générale de la partie sanitaire de l'évaluation des risques et qui distingue le mieux les risques strictement liés à la santé, des risques sociaux, économiques et de façon plus générales environnementaux.

Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine (2002)⁶⁰

Contrairement aux documents précédents qui ont une portée nationale, ce document-ci est émis par le Québec. Il a été établi dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés. La description est cependant très générale et pourrait servir de support pour l'évaluation sanitaire d'autres types d'installation. C'est la description la plus précise de l'évaluation des risques sanitaires qui a pu être recueillie.

⁶⁰ Ministère de la santé et des services sociaux, 2002, Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés, 104 p.

IX.1.2 - Activités liées à la gestion des déchets

Les impacts environnementaux liés à la gestion des déchets dépendent de la nature et de la quantité des déchets à traiter, du lieu et de la technique d'élimination. Les projets de récupération, réutilisation, recyclage et compostage ne font pas l'objet d'évaluation d'impact. Les seuls projets mettant en cause une forme de récupération des matières résiduelles sont la cogénération ou la valorisation à des fins énergétiques comme les résidus forestiers ou cellulosiques, les résidus dangereux organiques, les pneus et les huiles usagées. Il est également tenu compte des paramètres environnementaux du site, des conditions climatiques et du pire scénario de dispersion des polluants envers une population réelle ou potentielle. La santé publique représente en général l'enjeu majeur des évaluations environnementales des projets de gestion des déchets (Annexe 1, Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé, 1999).

IX.1.3 - Autorités responsables

La méthodologie des évaluations environnementales est sous l'autorité des provinces et du gouvernement fédéral. Il y a donc de grandes différences de méthodologie et d'ampleur des évaluations environnementales selon les provinces et les territoires.

Dans le volume 1 du Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé, le chapitre 4 présente le statut de la santé (plus que de l'évaluation sanitaire) dans la législation de chacun des territoires et provinces du Canada.

IX.1.4 - Effets pris en compte

Les effets environnementaux sont « les changements que la réalisation d'un projet risque de causer à l'environnement [...] ; sont compris parmi [ceux-ci] les répercussions [...] en matière sanitaire et socio-économique [...] » (loi canadienne sur l'évaluation environnementale, 1992). Cette définition fait clairement apparaître l'imbrication entre les préoccupations sanitaires et socio-économiques.

IX.2 - Méthodologie d'évaluation

L'évaluation des risques doit permettre de déterminer la probabilité selon laquelle un effet nocif sur la santé va se produire chez une personne ou dans une population à la suite d'une exposition à un agent dangereux. Elle comprend 4 étapes :

- La détermination/identification des dangers,
- La caractérisation des dangers ou « caractérisation toxicologique » qui correspond à l'établissement de la relation dose-réponse,

- L'évaluation de l'exposition, c'est-à-dire l'importance de l'exposition aux dangers,
- La caractérisation des risques, c'est-à-dire la quantification de la capacité de l'agent nocif à produire un effet délétère sur la santé.

Le volet santé est un des chapitres de l'étude d'impact environnemental qui est un document pouvant compter jusqu'à 1 000 pages voire plusieurs milliers de pages dans le cas de projets très élaborés.

IX.2.1 - Détermination des dangers

La détermination des dangers doit présenter globalement le projet à évaluer et sa problématique, **en tenant compte notamment de la perception du public et des groupes concernés**. Elle comprend l'inventaire d'un ou plusieurs agents ayant des effets nocifs sur la santé et la caractérisation de ces agents quant à leur mécanisme d'action, leurs effets nocifs et les niveaux d'exposition associés aux effets nocifs. La prise en compte de la perception du danger par le public et les groupes concernés peut amener, par exemple, à l'ajout de substances dans la liste des contaminants à évaluer ou à l'étude de scénarios d'exposition particuliers.

Il est souligné l'importance de la référence et de l'analyse critique des sources scientifiques permettant de définir les dangers liés à chacun des composés à étudier. Par exemple, pour ce qui concerne les études animales, il est recommandé d'étudier la validité du protocole, de vérifier que le nombre d'animaux testés est suffisant, que les doses sont appropriées et qu'il a été tenu compte des différentes voies métaboliques et des vitesses de métabolisation. A chaque fois les sources d'incertitudes doivent être mises en évidence et les restrictions soulignées. La lecture doit être orientée en fonction des caractéristiques de la situation à étudier.

Les agents pris en compte sont aussi bien des dangers physiques, chimiques ou microbiens.

IX.2.2 - Caractérisation des dangers/ Caractérisation toxicologique

La caractérisation des dangers est l'expression qualitative et quantitative d'un effet nocif sur la santé qui peut toucher les êtres humains lorsqu'ils sont soumis aux niveaux d'exposition prévus par la situation à étudier. Elle s'appuie sur des études toxicologiques, épidémiologiques et dans certains cas de la surveillance. Si ce sont principalement les effets physiques qui sont pris en compte, il commence à être tenu compte des effets sur la santé mentale et émotionnelle. Etant donné que la plus grande partie des études sont relatives à des expositions à des niveaux élevés, il est nécessaire d'extrapoler ces données à des niveaux plus bas et pour une exposition chronique.

Afin de caractériser les dangers, il doit être examiné les effets associés à l'agent dangereux et la qualité des données associées à chacun de ces effets. Il doit être recherché la nécessité d'étudier différents types de populations en fonction de leur variation de sensibilité à l'agent, il doit être défini le modèle dose-effet à utiliser et la manière d'extrapoler les résultats pour

obtenir une dose-effet chez l'homme pour une exposition chronique, les incertitudes doivent être présentées et leur influence sur les résultats doit être étudiée. Enfin, la gravité et la réversibilité des effets doivent être déterminés pour les niveaux d'exposition prévus.

Parmi les points abordés, il est posé la question de l'intérêt de tenir compte des interactions entre les agents et si oui, comment l'étudier.

Des valeurs guides ont été élaborées par Health Canada (Santé Canada) pour des substances classées « d'intérêt prioritaire » par la loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1988. Une substance d'intérêt prioritaire peut être un produit chimique, un groupe de produits chimiques, des effluents ou des déchets. Il y a eu deux listes (LSIP1 et LSIP2) établies par les ministres de la Santé et de l'Environnement, d'après les recommandations formulées par une commission consultative d'experts. La première liste de 44 substances d'intérêt prioritaire a été publiée dans la Gazette du Canada en 1989. Au terme de 5 années d'évaluation, comme il l'est stipulé par la loi, il a été déterminé si ces substances étaient toxiques, c'est-à-dire si elles pouvaient pénétrer dans l'environnement dans une quantité qui puisse représenter un risque pour la santé humaine, l'environnement ou le milieu de vie. Pour 7 des 44 substances classées d'intérêt prioritaire, les données ont été jugées insuffisantes pour conclure quant à leur toxicité. Une fois évaluées, ces substances sont supprimées de la liste d'intérêt prioritaire, ce qui a été réalisé entre 1992 et 1994 pour la première liste. Une deuxième liste a été établie en 1995 et compte 25 substances à évaluer. La Figure présente le cheminement amenant à la définition de la toxicité d'une substance.

Health Canada propose son propre classement des substances cancérigènes selon des critères définis dans le rapport d'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire⁶¹.

L'évaluation (*Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation*⁶²) comprend la proposition de valeurs guides élaborées à partir de données toxicologiques et épidémiologiques relatives à l'exposition par inhalation et par ingestion. L'exposition par contact cutané n'est pas étudiée à cause de l'insuffisance des données pour cette voie. Ces valeurs sont établies sans prendre en compte les préoccupations liées à la gestion des risques, comme la possibilité d'atteindre ces valeurs guides, les coûts et les mesures de contrôle qui peuvent en découler.

Santé Canada et Environnement Canada se partagent la responsabilité de l'évaluation des substances d'intérêt prioritaire. Santé Canada évalue les risques que l'exposition environnementale à ces substances peut poser pour la santé humaine et Environnement Canada s'occupe d'évaluer les risques pour l'environnement et les organismes non humains. L'évaluation des effets que peut avoir sur la santé des Canadiens et des Canadiennes l'exposition aux substances présentes dans l'environnement, doit porter en priorité sur les substances figurant sur cette liste.

⁶¹ L'évaluation du risque à la santé humaine des substances d'intérêt prioritaire, 1994, Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 42 p.

⁶² Liste des substances d'intérêt prioritaire - Rapport d'évaluation, <http://www.hc-sc.gc.ca/hecs-sesc/dse/pesip.htm>

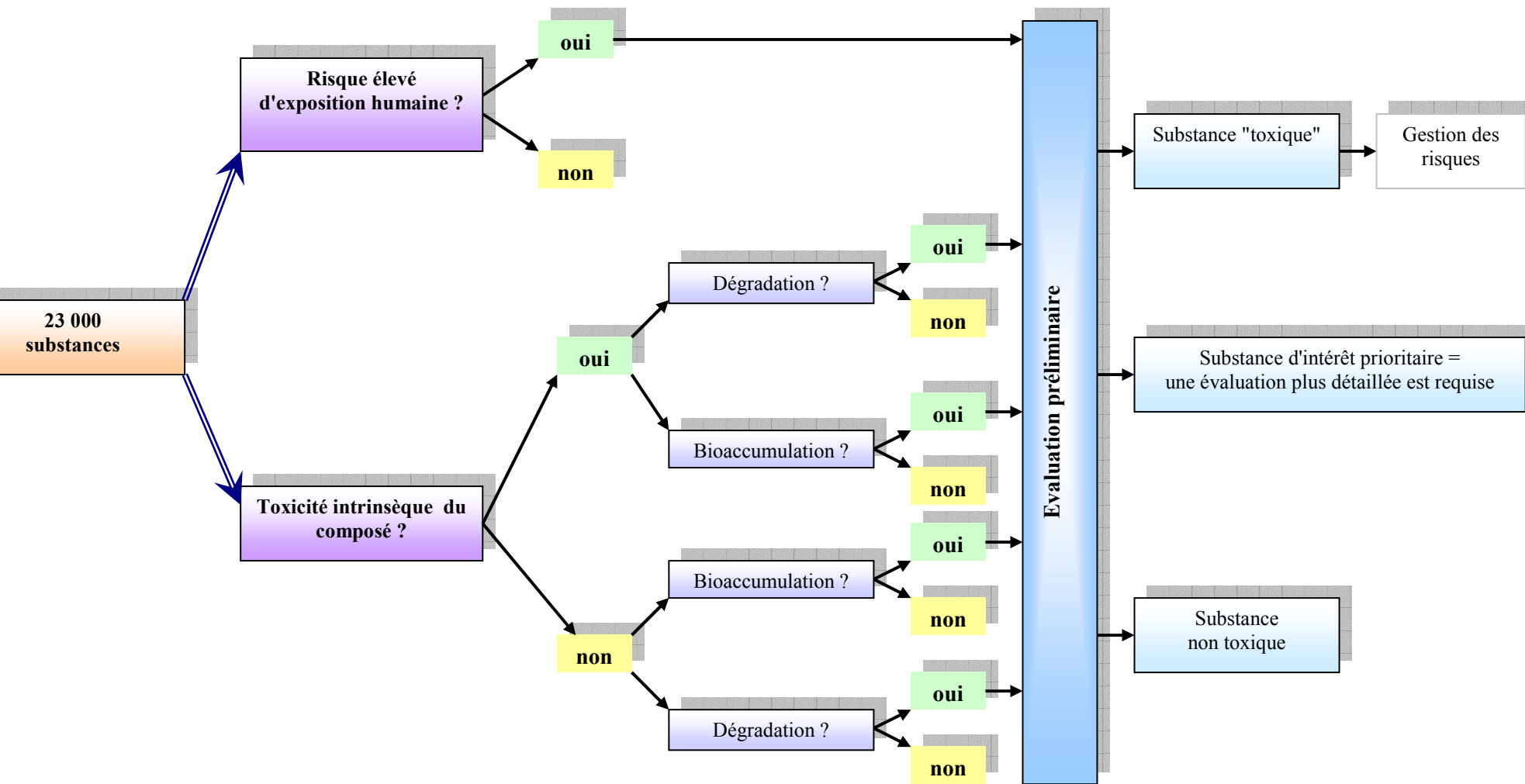


Figure 4 : Détermination de la toxicité d'une substance au sens de la loi canadienne sur la protection de l'environnement

Cependant, bien que Santé Canada propose ses propres valeurs guides, l'évaluateur des risques doit les mettre en balance avec les valeurs guides édictées par les autres banques de valeurs. Les principales banques de données citées dans les lignes directrices sont IRIS, HYEAST, ATSDR, Santé Canada et l'OMS. On remarque que le RIVM (organisme hollandais) et l'OEHHA (organisme américain, Californie) ne sont pas cités.

Le choix des valeurs de référence et des estimateurs de risque cancérigène doit tenir compte de plusieurs paramètres :

- La qualité scientifique de l'étude ou des études qui ont servi de base à l'élaboration de la valeur de référence et de l'estimateur de risque cancérigène,
- La rigueur scientifique utilisée lors des diverses étapes de calcul, d'extrapolation ou de modélisation pour l'évaluation de risques,
- La transparence du processus,
- L'évaluation par les pairs et les groupes concernés,
- Le niveau de consensus autour de la valeur de référence et de l'estimateur de risque cancérigène,
- La disponibilité de l'information pour les spécialistes, les groupes et les individus intéressés,
- L'actualité et la mise à jour des données (Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale, 2002)⁶³.

S'il est difficile de savoir si ces principes sont respectés dans les pratiques d'évaluation des risques, les rapports d'évaluation des *Liste de substances d'intérêt prioritaire*, dans lesquels des valeurs toxicologiques de références sont présentés, montrent en tous cas une telle rigueur.

Malgré ces recommandations permettant l'établissement du choix des valeurs de référence, les lignes directrices du Ministère de la santé et des services sociaux donnent clairement un ordre de préférence parmi les différents organismes cités. La base IRIS de l'EPA est recommandée en premier lieu pour sa facilité d'accès, le grand nombre de valeurs de référence répertoriées, sa mise à jour régulière et le consensus dont elle fait l'objet au sein de l'EPA. C'est seulement lorsqu'aucune valeur n'est présentée par IRIS, qu'il est conseillé en deuxième lieu de se documenter auprès de HEAST, puis de l'ATSDR et en dernier lieu vers Health Canada et l'OMS. Curieusement, **malgré toute la rigueur mise à établir leur propre base de données de valeurs de référence, cette base n'est pas officiellement recommandée par le Ministère de la Santé en première intention.**

En l'absence de valeur de référence, ce qui est un argument suffisant en France pour justifier de l'impossibilité de réaliser une évaluation des risques sanitaires pour le composé en question, il est envisagé, au Québec, que l'analyste puisse proposer ses propres valeurs de référence.

⁶³ Ministère de la santé et des services sociaux, 2002, Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale, 87 p.

IX.2.3 - Evaluation des expositions

Une échelle spatiale et temporelle doit être définie pour chacun des types d'impact sanitaire. La zone impactée par le bruit d'une installation peut être différente de la zone impactée par les retombées. Au niveau temporel, certaines toxicités sont à examiner à court terme (toxicité aiguë) alors que d'autres sont à examiner à long terme (toxicité chronique). Il peut donc être déterminé des échelles spatio-temporelles différentes pour chacune des nuisances envisagées.

De même que pour la définition de la zone d'étude, les populations sensibles devront être ciblées en fonction des particularités de chacune des nuisances, ce qui peut amener à la définition de groupes à risque différents pour chacune des nuisances étudiée. L'exposition des personnes peut être accrue en raison de paramètres physiologiques (nouveaux-nés, enfants, femmes enceintes ou qui allaitent, personnes âgées), pathologiques (immunodépression, allergies, pathologies respiratoires), habitudes de vie (tabagisme, habitudes alimentaires particulières), comportements particuliers (porter les objets à la bouche chez les enfants), conditions de vie précaire...

Dans ces facteurs de risques sont inclus des **paramètres sociaux** tels que la qualité de vie et des paramètres économiques tels que l'emploi.

Les **travailleurs**, qui sont généralement les plus exposés sont également inclus dans l'évaluation de l'exposition des populations.

L'évaluation de l'exposition permet d'établir l'importance, la fréquence, la durée et la voie d'exposition humaine. Il est calculé la dose à laquelle une population ou un groupe est exposée. Cette partie doit permettre de collecter les informations suivantes pour arriver à estimer les niveaux d'exposition :

- Trajet d'exposition, de la source au point de contact et à la pénétration dans le corps humain,
- Caractérisation des sources (ponctuelles ou diffuses) et spécificité des polluants par rapport à la source,
- Propriétés physiques et chimiques du composé,
- Point de contact,
- Moyens d'estimer la taille et la nature des populations exposées,
- Décerner si certaines populations sont plus exposées que d'autres,
- Choisir la méthode d'évaluation des expositions (modèle déterministe, probabiliste, ...),
- Facteurs pouvant influencer sur l'exposition.

Là encore, il est évoqué la question de prendre en compte les interactions entre les agents et l'explicitation des niveaux d'incertitude.

L'estimation des niveaux d'exposition passe souvent par la modélisation de la concentration de l'agent et la modélisation de l'exposition de la population. Cette section relève du Ministère de l'Environnement qui possède les compétences pour guider les analystes. Deux guides sont disponibles à cet effet :

- Le *guide de caractérisation des terrains* (Ministère de l'environnement, 1998) qui présente aussi bien les notions de base nécessaires à la réalisation d'une étude de caractérisation des risques pour les sites contaminés, que les stratégies d'échantillonnage et l'identification des paramètres d'évaluation.
- Le *guide de modélisation de la dispersion atmosphérique* (Ministère de l'environnement, 1995) pour la réalisation d'une étude de caractérisation des risques nécessitant un calcul de dispersion atmosphérique.

Health Canada a produit des valeurs de référence sur les paramètres physiologiques et les habitudes de consommation au Canada, ce qui permet de réaliser une évaluation spécifique au pays. Ainsi, des valeurs de référence ont été obtenues pour les paramètres suivants et sont présentées dans les lignes directrices édictées par le Ministère de la Santé et des services sociaux :

- Age : Il a été déterminé l'exposition aux polluants pour tous les âges de la vie (nourrissons, enfants d'âge préscolaire, enfants des écoles primaires, adolescents et adultes canadiens),
- Poids corporel : Le poids corporel des adolescents et des adultes est tiré d'une enquête menée en 1981 sur 16 000 personnes et le poids des nourrissons et des enfants d'une enquête menée entre 1970 et 1972 sur 13 000 sujets,
- Consommation d'eau potable : Elle a été déterminée au cours d'une enquête menée en 1977-1978,
- Consommation d'aliments : La consommation de chaque aliment est établie à partir d'une enquête alimentaire menée entre 1970 et 1972 auprès de 130 000 canadiens,
- Ingestion de terre : Les valeurs ont été estimées pour différents groupes d'âge (études de 1986, 1987, 1989 et 1990),
- Temps passé à l'intérieur et à l'extérieur : Il a été déterminé en 1992 (résultats publiés en 1997) auprès de 9 000 canadiens de plus de 15 ans, par enquête téléphonique portant sur les activités des 24 heures précédant l'interrogatoire, en répartissant les appels sur 12 mois pour tenir compte des variations saisonnières. La répartition du temps intérieur/extérieur pour les enfants n'a pas fait l'objet d'enquête spécifique. Pour pallier cette absence d'information sur les enfants, les lignes directrices du Ministère de la santé et des services sociaux québécois proposent de considérer que le temps passé dehors par les enfants est le double de celui des adultes (2×1,4 heures),
- Volume inhalé : Ce paramètre a été mesuré en 1995 pour les hommes et les femmes canadiens par tranches d'âge,
- Ingestion d'eau potable : Elle est connue par une enquête de 1977-1978, publiée en 1997. Bien que cette enquête soit ancienne, des résultats plus récents seraient du même ordre de grandeur,
- Taux d'ingestion des aliments des bébés (enquête de 1997) et des adultes (enquête de 1970-1972),
- Taux d'ingestion de poussières : Compilation de différentes sources littéraires canadiennes et internationales.

Après revue de la littérature disponible pour chacun de ces paramètres, le Ministère de la santé et des services sociaux recommande, par défaut, l'utilisation de données canadiennes, de préférence aux autres données nationales. Certaines situations peuvent cependant amener à utiliser d'autres références littéraires en particulier lorsque les données canadiennes n'apportent pas les précisions nécessaires à la situation étudiée (tranche d'âge manquant par exemple). **La principale lacune de cette base de données d'exposition, bien fournie et spécifique au Canada, porte sur les données d'autoconsommation.** En l'absence d'enquête ayant pu apporter des éléments de réponse sur ce sujet, le Ministère de l'environnement propose des valeurs arbitraires pour les différentes catégories d'aliments en distinguant simplement le milieu rural du milieu urbain.

L'absence de mise à jour de certaines données est une source d'incertitude dans l'évaluation des risques puisque des changements notables ont pu intervenir depuis les dates d'enquête, c'est le cas par exemple pour les habitudes de consommation alimentaires. Pour d'autres paramètres, comme pour la quantité d'eau potable ingérée, il a été vérifié que malgré l'ancienneté de l'enquête, les valeurs étaient encore d'actualité.

Le calcul de la dose d'exposition fait partie de cette étape. Il est intéressant de noter que, dans ce calcul, il est distingué, pour le calcul d'apport par inhalation, **la concentration dans l'air intérieur de la concentration dans l'air extérieur.** La proportion de temps intérieur/extérieur est donnée en fonction du type d'occupation du territoire. Le calcul tient également compte de la **proportion du contaminant qui est sous forme gazeuse par rapport à celle qui se trouve sous forme particulaire.**

IX.2.4 - Caractérisation des risques

Il s'agit de croiser les renseignements obtenus par le biais d'une caractérisation des dangers avec ceux obtenus par le biais de l'évaluation de l'exposition. C'est une phase d'interprétation qui ne nécessite pas de collecte de données supplémentaires. L'interprétation doit prendre en compte les hypothèses et les incertitudes, **intégrer les données sociales et économiques** et répondre à la question qui a suscité l'évaluation du risque. Des spécialistes d'autres secteurs d'activité (économistes en particulier) peuvent intervenir à cette phase de l'évaluation des risques pour permettre d'apporter une réponse aussi complète que possible au gestionnaire du risque. Les décideurs et les parties intéressées peuvent également intervenir pour vérifier que le travail répond bien aux objectifs et pourra être utilisé pour la gestion du risque. La finalisation de l'étude et l'interprétation des résultats constituent donc une étape interactive entre les différents partis. Cette étape doit certainement, en pratique, être difficile à mener tant les intérêts des différents partis doivent être divergents.

Cette partie de l'évaluation du risque doit reprendre les parties précédentes en soulignant la qualité, l'exhaustivité et la pertinence des renseignements recueillis, la nature et la répercussion des incertitudes ainsi que les autres limites et l'ensemble des analyses effectuées.

Cette étape doit présenter une estimation quantitative des risques en combinant la dose d'exposition avec la relation dose-effet en distinguant les substances cancérigènes des substances non cancérigènes (ou pour lesquelles on ne dispose pas de suffisamment de données sur le potentiel cancérigène).

Il doit être présenté de façon distincte, l'évaluation du risque lié au bruit de fond, c'est-à-dire lié à l'exposition des populations en l'absence de l'installation étudiée.

Substances chimiques à seuil

Pour les substances chimiques reconnues comme présentant un seuil au-dessous duquel on n'observe pas d'effet toxique, ce seuil (NOEL) est utilisé avec les marges de sécurité usuelles.

Substances sans seuil

Le Ministère de la Santé et des Services sociaux québécois propose 10^{-6} comme valeur guide décisionnelle en accord avec un certain nombre d'organismes américains. Il est bien précisé que cette proposition n'a pas de valeur en terme de validité scientifique ou d'acceptabilité sociale. Ce n'est pas un critère de décision absolu et chaque cas doit être discuté avec la population et les groupes concernés et tenir compte de considérations économiques, technologiques sociales, écologiques, politiques, légales, éthiques...

L'exposition aux radiations ionisantes est incluse dans la caractérisation du risque et considérée comme un risque sans seuil. Ce niveau de risque tient compte du bruit de fond (chimique ou technologique). L'exposition est calculée sur la base d'une exposition de 24 heures par jours, ce qui constitue une hypothèse majorante et donc une marge de sécurité supplémentaire.

A titre indicatif, il peut être mentionné le risque écologique qui est associé à l'évaluation du risque sanitaire et qui est définie comme la concentration létale éliminant 50% des espèces (CL 50%) pour les sinistres majeurs et comme la CL 5% pour les expositions chroniques aux substances chimiques, ce qui permet, autrement dit, de protéger 95% des espèces d'un écosystème. Ce point ne sera pas développé dans cette étude.

IX.3 - Méthodologie pour le cas des sites contaminés

Le seul développement de la méthode d'évaluation des risques sanitaires que nous ayons pu trouver est relatif aux sites contaminés. L'information a été obtenue dans un rapport de présentation des activités d'un bureau d'études privé canadien⁶⁴. Ce bureau d'études possède un service d'analyse de risques, ce qui comprend aussi bien l'évaluation sanitaire, mais aussi environnementale, la gestion de sols contaminés et la participation à l'élaboration de normes et plus largement d'outils de gestion environnementale. Seule l'analyse de risques liés aux sols contaminés fait l'objet d'une présentation accessible.

L'évaluation des risques, prescrite dans la politique du ministère de l'environnement du Québec, comporte 3 volets. Outre l'évaluation du risque pour la santé des personnes résidant sur le terrain étudié, il doit également être évalué le risque toxicologique (végétaux, animaux...) et l'impact de la contamination des sols sur la qualité de l'eau souterraine qui est considérée à part selon deux classes, les eaux de consommation et les eaux de surface et d'égout.

⁶⁴ SANEXEN (Services Environnementaux Inc.), 2002, Service d'analyse de risques, 54p.

Les étapes de l'évaluation des risques sanitaires sont les suivantes :

- **Sélection des contaminants** : Tous les contaminants pour lesquels les concentrations sont supérieures aux concentrations maximales acceptables pour un usage donné du terrain (dits « critères d'usage »), sont retenus pour l'évaluation des risques (Politique de protection des sols et de réhabilitation des sols contaminés⁶⁵). Le choix des polluants n'est donc pas uniquement justifié par les concentrations mais aussi par la gestion du site qui est prévue. A ce niveau de l'évaluation du risque les valeurs toxicologiques n'entrent pas dans les critères de décision des polluants à retenir.
- **Estimation de l'exposition** : Cette étape consiste à recenser les voies d'exposition potentielle et à calculer les doses auxquelles les populations peuvent être soumises. Cette étape est réalisée grâce à des modèles mathématiques après avoir effectué une caractérisation des sols du terrain étudié. Il existerait, pour ces modèles mathématiques, des lignes directrices émanant du Ministère de la Santé et des Services Sociaux en ce qui concerne le Québec.
- **Estimation du risque** : Cette étape correspond à la caractérisation quantitative du risque systémique et cancérigène en lien, là encore, avec des lignes directrices du Ministère de la Santé et des Services Sociaux en ce qui concerne le Québec.
- **-Evaluation des risques** : Cette étape consiste à juger de l'acceptabilité des risques estimés quantitativement dans l'étape précédente.

Les étapes décrites ci-dessus sont calquées sur la démarche américaine en 4 étapes si ce n'est qu'il est distingué ici le calcul du risque (« estimation du risque ») de l'interprétation du calcul (« évaluation des risques »). Ces deux étapes sont regroupées, en France, sous le terme de « caractérisation du risque ». L'individualisation de l'interprétation du calcul du risque sanitaire et donc la plus grande importance accordée à cette étape peut être le signe d'une invitation à la rédaction de quelques éléments de « gestion du risque » dans cette partie. Cette information n'a pas pu être vérifiée dans des cas pratiques.

En ce qui concerne les sols contaminés, l'évaluation des risques sanitaires se présenterait comme un investissement financier intéressant pouvant permettre d'éviter une dépollution des sols qui s'imposerait d'emblée au vu des concentrations de certains sols qui, comparées aux concentrations maximales acceptables en fonction de l'usage prévu du site, nécessiteraient une intervention de dépollution. **En d'autres termes, dans certains cas, les niveaux acceptables dans le sol, requis en fonction de l'usage du site, seraient plus sévères que les résultats de l'évaluation des risques sanitaires.**

Pour ce qui concerne le Québec, l'évaluation des risques sanitaires des sols contaminés est soumise à révision et à approbation du groupe technique d'évaluation (GTE) du Ministère de l'Environnement. L'évaluation des risques est publiée dans un journal local et dans un journal régional et il est tenu une séance d'information auprès de la population visée. Ces différentes démarches nécessitent un délai de l'ordre de 4 mois après la remise du rapport. Ces délais s'ajoutent aux délais de réalisation de l'étude (environ 4 semaines).

⁶⁵ Ministère de l'environnement et de la Faune du Québec, 1998, Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés. Direction des politiques du secteur industriel/ Service des lieux contaminés. *Les publications du Québec*, 124 p.

Il est difficile de savoir si l'évaluation des risques sanitaires relative aux sols contaminés et présentés par un bureau d'études du Québec est extrapolable à d'autres champs comme le traitement des déchets et à l'ensemble du Canada puisque nous n'avons pas eu accès à d'autres méthodologies ou cas pratiques.

Quelques exemples d'évaluation des risques sanitaires réalisés par le bureau d'étude SANEXEN sont référencés ci-dessous. Les commanditaires sont confidentiels et les documents ne sont pas accessibles.

- Lemieux A., 2000, Evaluation des risques à la santé humaine liés à la qualité de sols non réhabilités - Cas de terrain type Projet du Haut Saint-Lambert.

- Trépanier J.-P., 1998, Evaluation des risques pour la santé humaine liés à la contamination d'un terrain désaffecté à Montréal.

- Trépanier J.-P., 1998, Réalisation d'une analyse de risques (santé humaine et risques écotoxicologiques) liés à la contamination des sols du terrain d'une ancienne usine de papier.

- Trépanier J.-P., 1998, Réalisation d'une analyse de risques (santé humaine et risques écotoxicologiques) liés à la contamination d'un ancien terrain industriel situé en milieu urbain.

- Renoux A., 2002, Evaluation des risques à la santé liés à la présence de produits volatils dans une nappe souterraine et établissement de critères de décontamination basés sur la gestion de risques.

D'autres exemples obtenus, par entretien avec des professionnels, sont présentés plus loin dans le rapport. Malgré des titres comportant bien l'expression « évaluation des risques sanitaires », le contenu des quelques exemples cités plus loin est décevant sur le développement de la partie sanitaire qui est toujours très restreinte voir inexistante et donc loin des recommandations des lignes directrices.

IX.4 - Gestion du risque

L'évaluation des risques sanitaires est intégrée à un cadre décisionnel plus large, le « cadre de gestion des risques » qui est établi par le Ministère de la santé et qui est à la base de la stratégie de protection de la santé.

La première étape de la gestion du risque, en amont de l'évaluation du risque, consiste à déterminer la nature de la question liée à la gestion des risques et à établir la procédure à suivre.

L'étape d'évaluation des risques peut être suivie d'une **évaluation des avantages** possibles qui peuvent en découler. Cette étape d'évaluation des avantages, n'est pas une étape obligatoire dans la démarche d'évaluation des risques. Elle a une dimension socio-économique qui sort du cadre de l'étude de l'impact sanitaire. Disons simplement qu'elle consiste à mettre en balance les résultats de l'évaluation des risques sanitaires avec des considérations économiques, sociales ou culturelles.

Enfin, à la lumière des résultats de l'évaluation des risques, il s'agit de définir toutes les options pour faire face au risque, quelles soient d'ordre réglementaire (nouveaux règlements pour réduire ou éliminer les émissions de polluants) ou non réglementaire (mesures économiques, sensibilisation du public, mesures volontaires). En fonction des risques et des avantages, il est pris une décision et mis en œuvre une stratégie et les ressources nécessaires sont allouées en mettant l'accent sur la communication des risques relatifs au projet et les décisions prises en conséquences. Enfin, la pertinence de la stratégie doit être suivie par des mesures environnementales, des études épidémiologiques et l'évaluation de nouvelles données sur les risques pour la santé. Ces nouvelles données peuvent réalimenter l'évaluation du risque et faire évoluer le processus décisionnel.

Bien que l'évaluation du risque doive être effectuée séparément de la gestion du risque pour en assurer l'intégrité scientifique, les deux processus sont liés : L'évaluation des risques est structurée en fonction des objectifs de la gestion du risque et les résultats de l'évaluation du risque fournissent des renseignements essentiels à la gestion des risques.

Une place incontournable est accordée au professionnel de santé publique. Il doit rendre un avis quant aux conséquences ou à l'importance des effets quels qu'ils soient, de sorte que les décideurs puissent sopeser les avantages du projet en regard de ses inconvénients avant de décider s'il peut être approuvé. Pratiquement, il s'agit d'évaluer les effets résiduels, c'est-à-dire ceux persistants malgré l'application de mesures d'atténuation.

Le guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé présente une grille de lecture des données fournies par le promoteur de façon à vérifier que l'ensemble des informations a bien été apporté. Cette grille, appelée « matrice des impacts négatifs » est présentée dans le tableau 7. Un exemple de grille de lecture pour les activités d'enfouissement sanitaire et d'incinération est présenté en annexe. La qualité des données renseignées dans cette grille doit être vérifiée. Il doit en particulier être vérifié que la grille est complète, que les références ont été mises à jour, que les auteurs ont été cités à bon escient et que les hypothèses et incertitudes liées à ces bases de données ont été explicitées.

Le volet santé intègre également l'impact socio-économique, l'impact sur la qualité de la vie et sur les écosystèmes. Ces impacts sont renseignés dans une grille de lecture appelée « matrice des impacts positifs sur la santé » (Tableau 8) car ces aspects sont souvent mis en avant pour contrebalancer la matrice des impacts négatifs. Pour cette lecture il est recommandé au praticien de santé publique de s'aider de l'avis d'experts ou de responsables d'organismes publics, plus à même de juger si le projet s'insère dans une politique cohérente.

La revue des données disponibles aboutit à un avis sur la qualité des données et éventuellement des demandes de précisions ou d'études complémentaires. La grille de lecture ayant trait au secteur des déchets est présentée dans le tableau 9.

**Tableau 7 : Grille de lecture des données ayant un impact négatif (sinistres, émission, nuisances et impacts indirects de nature psychosociale) :
«Matrice des impacts négatifs sur la santé »
(annexe 1, Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé, 1999)**

Agresseur/Exposition	Nature de l'agresseur	Impact environnemental	Zone d'influence	Mesures de contrôle	Normes ou recommandations	Effet sur la santé	Population à risque	Probabilité de incertitude
Sinistre technologique								
Émissions gazeuses ou atmosphériques								
Émissions liquides ou dans l'eau								
Émissions solides ou dans les sols								
Nuisances								
Impacts indirects de nature psychosociale								

**Tableau 8 : Grille de lecture des impacts socio-économiques, sur les écosystèmes et la qualité de la vie.
«Matrice des impacts positifs sur la santé »
(annexe 1, Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé, 1999)**

Retombées prévues	Nature de l'impact	Zone d'influence	Population touchée	Probabilité de survenue et incertitude	Mesure de suivi ou contrôle	Effet sur la santé	Accord avec recommandations ou principes du d.d.
Volet socio-économique: * revenus/taxes * emploi infrastructures publiques * perceptions * cohésion sociale							
Volet qualité de vie : * paysage * usages récréatifs usages * culturels							
Volet écosystèmes: * eau * air * sol * espèces vivantes							

Dans les cas où peu de données sont disponibles (nouvelles technologies par exemple), les émissions pourront être étudiées au travers des ressources naturelles nécessaires à l'élaboration des produits. La notoriété du promoteur (expérience, sérieux) sera prise en compte ainsi que les propositions de surveillance des émissions en particulier.

IX.5 - Conclusion

La démarche d'évaluation des risques sanitaires est intégrée à un cadre de gestion du risque dont elle dépend fortement : L'étape d'évaluation des risques sanitaires est définie en amont par les questions auxquelles il doit être répondu pour un projet donné et en aval les gestionnaires attendent une interprétation claire de l'évaluation des risques sanitaires. Cette évaluation est mise en balance avec les contraintes économiques liées au projet, les aspects sociaux, environnementaux... ce qui pose la question de l'indépendance de la réalisation des évaluations du risque sanitaire. Par contre l'aspect positif de cette gestion du risque est la réactualisation permanente de toutes les étapes en fonction de l'actualisation des connaissances sur le projet étudié.

La démarche d'évaluation du risque sanitaire est perçue comme une démarche de santé publique et c'est donc un professionnel de santé publique qui est en charge de sa validation.

La démarche d'évaluation des risques sanitaires a été développée spécifiquement au Canada pour ce qui concerne la caractérisation des substances toxiques et la proposition de valeurs de références pour l'estimation de l'exposition des populations :

- Caractérisation des substances toxiques : Un travail de synthèse approfondi et spécifique au Canada a été réalisé pour ce qui concerne les teneurs environnementales et la toxicité des composés étudiés. Le mode d'obtention des valeurs toxicologiques de références est bien explicité avec une grande importance accordée aux incertitudes liées aux valeurs. Même si le nombre de polluants ayant bénéficié de cette évaluation ne peut pas rivaliser avec les bases américaines telles que l'ATSDR ou l'EPA, la qualité des études réalisées est reconnue internationalement, mais apparemment pas au Canada qui ne recommande l'utilisation des données canadiennes qu'en dernier lieu, après avoir consulté l'ensemble des autres sources internationales de données.
- Valeurs de références pour l'estimation de l'exposition des populations : Un travail déjà très complet sur la caractérisation de la population a été réalisé, montrant ainsi l'intérêt précoce des Canadiens pour les questions de santé publique, en général, bien avant les questions de santé environnementale.

Bien que l'intérêt pour la toxicité de certains composés ait été précoce (1993), le seul guide existant de réalisation pratique de la démarche d'évaluation du risque sanitaire est établi dans le cadre des projets de réhabilitation de terrains contaminés ce qui laisse penser que c'est la principale situation à laquelle l'évaluation des risques sanitaires est appliquée. L'absence de guide général ou de guides pratiques pour d'autres secteurs d'activité pose la question de l'existence d'évaluations des risques sanitaires pour ces autres secteurs.

L'évaluation des risques au Canada est essentiellement encore associée à des préoccupations de santé publique d'ordre social et économique mais l'intérêt du lien entre pollution environnementale et risque sanitaire apparaît encore peu développé. On peut se demander si la

responsabilité conjointe des ministères de l'environnement et de la santé est une force ou un frein à l'engagement plus fort dans la politique d'évaluation des risques sanitaires.

Tableau 9 : Exemples de risques pour la santé pour le secteur des déchets

Secteur: déchets Activité: enfouissement sanitaire

Agresseur/Exposition	Nature de l'agresseur	Impact environnement	Zone d'influence	Mesures de contrôle	Normes ou recommandations
Sinistre technologique	incendie	fumées/dépôts de poussières	dispersion du panache	recouvrement	interdiction incendies
	explosion	destruction	site et périmètre	gestion des biogaz, étanchéité du site	recouvrement quotidien non prévu légalement
Emissions gazeuses ou atmosphériques	Biogaz, méthane (CH ₄)	effet de serre	planétaire	Pour l'ensemble de ces polluants : valorisation énergétique souhaitable	explosimétrie pour CH ₄ .
	Dioxyde de carbone (CO ₂)	effet de serre	planétaire		aucune
	COV	pollution par l'ozone au sol	locale et régionale		aucune
Émissions liquides ou dans l'eau	Lixiviats DBO, DCO	pour l'ensemble des polluants : perturbation de la vie aquatique, pollution des eaux de surface et souterraines	local jusqu'à plusieurs kilomètres	déchets solides : migration/résurgence <300m/5 ans déchets dangereux: membranes variées selon vitesse de migration	captage et traitement des lixiviats pour l'atteinte des normes de rejets
	hydrocarbures divers				
	métaux lourds				
	microorganismes divers				
Émissions solides ou dans les sols	résidus volants	esthétique	Périmètre air/sol	clôture pare papier, recouvrement journalier, réduction des manipulations de déchets	hauteur de 3 m à 20 m du site d'enfouissement aspergillus <10 000 cfu extermination
	moisissures	insalubrité	communauté		
	vermine	insalubrité	communauté		
Nuisances	bruit	insalubrité	voisinage et communauté	Zone tampon	10 m (largeur de zone tampon) ; 20 cm de terre pour le recouvrement
	odeurs	insalubrité	voisinage et communauté	Zone tampon et recouvrement journalier	
Impacts indirects ou autre exposition	dévaluation et dévalorisation monétaire	économique	communauté	Compensation monétaire et sociale, communication	évaluation des impacts (Q-2, section iV.1)
Sinistre technologique	Irritation respiratoire, asphyxie, brûlures	voisinage et travailleurs	élevée	rapports d'incendies et de blessures	http://www.cfe.cornell.edu/wmi/Usepa (1988) Q-2, r. 14 a 59
	traumatismes, décès		31 cas aux USA de 1967 à 1987	morbidité/mortalité explosimétrie	

Émissions gazeuses ou atmosphériques	asphyxie, blessures	voisinage et travailleurs (surtout en espace clos)	Occasionnel (voisins), élevée (travailleurs)	Explosimétrie (<1,25% par vol.)	Ccme (1989) Comité de santé environnementale (1993) California Air Ressource Board
	Changements climatiques pour CH ₄ et CO ₂			Explosimétrie (<1,25% par vol.)	
	cancer		très faible	dosage benzène et dichloroéthane et COV totaux	
Émissions liquides ou dans l'eau	insalubrité, intoxication aiguë ou chronique ; effets cancérigènes, tératogènes ou mutagènes possibles	consommateurs de l'eau contaminée, baigneurs ; les personnes vulnérables sont surtout les enfants	Intoxication aiguë: rare intoxication chronique : peu connue	suivi des divers polluants dans l'eau de lixiviation ainsi que dans les eaux naturelles réceptrices	world bank (1991) american j. of preventive medicine 7(6) : 352-362 (1991) q-2, r. 14 a. 29-30, décret 1310-97, a.3
Émissions solides ou dans les sols	qualité de vie, hygiène	Pour l'ensemble de ces polluants : voisinage et communauté	très élevée	plaintes	Lavoie et Marchand (1997) Q-2, r. 14, a. 35 Q-2, r. 14, a. 42
	infections, allergies		élevée	aspergillus < 10 000 cfu	
	propagations de maladies diverses		très faible à faible	épidémies, inspections	
Nuisances	qualité du sommeil	voisinage et communauté	très élevée	leq 8h nuit 45 db(a)	Létourneau, m. le bruit communautaire, Mef, 39p. gingras, b. (1997), BISE 7(5) 1-3
	stress		très élevée	plaintes/perception	
Impacts indirects ou autre exposition	évaluation/impôt foncier, stress individuel et collectif	voisinage et communauté	occasionnel à très élevé	suivi de l'évaluation foncière, études de perception	impacts psychosociaux inhérents à l'exploitation d'un les, dsp, Rrsss estrie, oct 94

Secteur: déchets Activité: incinération

Agresseur/Exposition	Nature de l'agresseur	Impact environnement	Zone d'influence	Mesures de contrôle	Normes ou recommandations
Sinistre technologique	incendies et explosions	pollutions de l'air par fumées, destruction	air et eau, localement et régionalement	contrôles techniques, mesures d'urgences, confinement	Ministère de l'environnement, csst, Sécurité civile, municipalités
Émissions gazeuses ou atmosphériques	Dioxyde de carbone (CO ₂)	effet de serre	planétaire	aucune	engagements de Rio (1992) et Kyoto (1997)
	Monoxyde de carbone (CO)	négligeable	locale	contrôle de la combustion	13 ppm (8h) q-2 règ. qual. atmosph.
	Dioxyde d'azote (NO ₂)	Précipitations acides, ozone au sol	locale à continentale	aucune	0,2 ppm (1 h) et 0,1 ppm (24 h), q-2 règ. qual. atmosph.

	Dioxyde de soufre (SO ₂)	Précipitations acides, smog	locale à continentale	épuration des gaz	0,5 ppm (1h) et 0,1 ppm (24h), q-2 règ. qual. atmosph
	chlorure d'hydrogène (HCl)	acidification du milieu	locale à régionale	épuration des gaz	aucune
	dioxines, furanes, HAP, benzène	bioaccumulation dans organismes vivants	locale à planétaire	Température de combustion	0,5 mg/m ³ (TCDD) ccme, 99,99% destruction (EPA)
	COV	formation ozone au sol	locale à régionale	Performance de combustion	???
	métaux lourds (Pb, Hg, As, Cr, Cd)	Contamination de l'eau et du sol	Surtout locale	épuration des fumées	aucune
Émissions liquides ou dans l'eau	eau de lixiviation provenant de l'enfouissement de cendres	pollution eau de surface et nappe phréatique	locale et régionale	étanchéité du lieu d'enfouissement	résidus d'incinération réglementés par r4, a.6
Émissions solides ou dans les sols	cendre de volantes et de grilles enfouies	pollution, sur tout par cendres volantes plus toxiques	site et périmètre	éviter pertes fugitives (humidifier, confiner)	aucune
Nuisances	bruit	impacts négligeables sur l'environnement naturel	locale	Pour l'ensemble des nuisances : zones tampons, etc...	Leq 45db (nuit)
	esthétisme		locale		aucune
	odeurs		locale à régionale		Règlements municipaux
Impacts indirects ou autre exposition	syndrome pas dans mon jardin	dégradation de l'environnement humain	locale à régionale	séances d'information, participation publique	processus d'évaluation environnementale
Sinistre technologique	traumatismes, blessures, décès;	travailleurs, voisinage et communauté	rare	rapports de morbidité et mortalité, rapports du service des incendies	
Émissions gazeuses ou atmosphériques	Changements climatiques (blessures décès)	planétaire	fréquente	données géoclimatiques et incidents climatologiques	Carrier et al (1991) Laflamme et al (1996) Minott (1989) Travis (1989) EPA (1983, 1989) Environnement Canada (1991) CCME (1989)
	carboxyhémoglobine (HbCO)	travailleurs	très rare	concentration de HbCO sanguine	
	irritant voies respiratoires	voisinage	rare	dosage NO ₂ atmosphérique	
	problèmes respiratoires (asthme, bronchite, etc.)	surtout voisinage	rare	épidémiologie des atteintes respiratoires	
	Irritations respiratoires	voisinage	très rare	épidémiologie des atteintes respiratoires	

	effets cancérigènes, mutagènes et tératogènes potentiels	travailleurs, résidents sous le panache de dispersion	0,3 à 21 cas par 10 ⁶ personnes exposées	peu d'indicateurs assez sensibles	
	aucun aux concentrations prévues	N.A.	N.A.	tonnage des émissions atmosphériques	
	certains cancers (poumon, leucémie) et neurotoxicité	travailleurs et voisinage (enfants) sous le panache	rare ou non significatif	dosage atmosphériques, études épidémiologiques	
Émissions liquides ou dans l'eau	neurotoxicité, certains cancers possibles	Consommateurs eau potable	très rare	qualité des eaux de surface et de la nappe phréatique	
Émissions solides ou dans les sols	Neurotoxicité possible avec le plomb	surtout les enfants du voisinage	rare	présence de plomb dans le sol	
Nuisances	perturbation du sommeil, stress	voisinage	occasionnel	mesure du bruit Leq (8h), 45 db, nuit	MEF (1993) le bruit communautaire, 39p. Gingras, b. (1997), BISE, 7(5) 1-3
	qualité de vie	voisinage	occasionnel	études de perception «focus group»	
	Allergie environnementale	voisinage	occasionnel	études de perception évaluation des odeurs	
Impacts indirects ou autre exposition	stress individuel et collectif, conflits pertes économiques	communauté	occasionnel	«focue group», évaluation foncière	http://atsdr1.cdc.gov/8080/atsdrhome.html

IX.6 - Le cas du Québec

Au Canada, le *Guide canadien d'évaluation des incidences sur la santé* est le document de référence. L'évaluation repose sur les quatre étapes définies dans la méthodologie mise au point aux Etats-Unis.

Pour évaluer la situation sur le terrain, nous avons choisi d'étudier la situation au Québec, sachant qu'au Canada, la gestion de l'environnement est de la compétence des Provinces. L'environnement est donc régi par la juridiction québécoise tandis que la gestion des déchets (les « matières résiduelles ») tombe sous une législation double, c'est-à-dire les lois fédérales et/ou québécoises.

Au Québec, la démarche d'évaluation des risques a pris son essor au début des années 80, faisant l'objet d'importants travaux au sein du ministère de l'Environnement. L'idée d'inclure une démarche d'évaluation des risques dans l'étude d'impact environnemental est liée au traitement des déchets, et plus particulièrement au fonctionnement des incinérateurs de déchets. En effet, il s'agissait de définir une approche permettant d'évaluer l'impact sur la santé humaine de l'exploitation de telles installations. A l'époque, l'analyse des risques était un concept inconnu au Québec, qui s'est donc tourné du côté de l'EPA (Environmental Protection Agency) aux Etats-Unis. C'est ainsi que les pratiques d'évaluation des risques appliqués à l'incinération des déchets dangereux ont été implantées au Québec. Progressivement, ces pratiques ont été appliquées à d'autres projets d'implantation, et actuellement, elles sont rendues obligatoires exclusivement dans le domaine des terrains contaminés.

Jusqu'en 1996, c'est au sein du ministère de l'Environnement qu'une équipe était entièrement vouée à l'élaboration et au développement de la démarche d'évaluation des risques pour la santé et que d'importants progrès ont été réalisés. Depuis, le ministère de l'Environnement a subi de fortes coupes budgétaires et cette thématique a été transférée au ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS), avec des ressources humaines et financières restreintes. Depuis, les efforts de développement sont moindres, tout comme l'évolution de la démarche. Le document qui sert actuellement de référence, a été publié en 2002 par le ministère de la Santé et des Services sociaux, et s'intitule « *Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés* ». Ces Lignes sont accompagnées d'un autre document intitulé « *Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale* ». Ces principes ont été développés afin d'encadrer l'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine d'origine environnementale au sein du ministère de la Santé et des Services sociaux du Québec.

Précisons que **l'évaluation du risque toxicologique**, également appelée analyse de risque, est l'équivalent de **l'évaluation du risque sanitaire en France** : elle consiste un « *un processus qualitatif et quantitatif qui vise à déterminer la probabilité qu'une exposition à un ou des agresseurs environnementaux, produise des effets néfastes sur la santé humaine* ».

IX.6.1 - L'étude d'impact environnemental (EIE)

Au Québec, **l'étude d'impact environnemental** doit être réalisée pour obtenir l'autorisation d'implanter un site industriel. **Elle fait l'objet d'une réglementation** : le *Règlement sur l'évaluation et l'examen des impacts sur l'environnement (section IV.2.1 de la Loi sur la qualité de l'environnement, 1981)*. Un Guide de réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement préparé en 1998 est présenté sur le site du ministère de l'environnement (à l'adresse : http://www.menv.gouv.qc.ca/evaluations/guide_realisation/index.htm).

Par ailleurs, des directives sectorielles, c'est-à-dire, des documents explicitant le cahier des charges de l'étude d'impact environnemental par type d'installation industrielle (aéroport, barrage, stabilisation de berges, lignes électriques haute tension, incinérateur de déchets, etc.) sont disponibles sur le site du ministère de l'Environnement du Québec : <http://www.menv.gouv.qc.ca/evaluations/publicat.htm#directives> : par exemple la Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un **projet d'incinération de déchets** ou de gestion de matières dangereuses ⁶⁶, ou la Directive pour la réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement d'un projet de **lieu d'enfouissement sanitaire** ⁶⁷.

Il s'agit en quelque sorte de « lignes directrices » qui sont élaborées par des experts du ministère de l'Environnement et du ministère de la Santé et des Services Sociaux (MSSS).

Dans l'étude d'impact environnemental, le risque pour la santé est toujours mentionné. Deux approches sont possibles :

- l'une consiste à veiller à l'**application des normes et des critères de qualité**,
- l'autre consiste en une **évaluation des risques toxicologiques**.

C'est la première, plus simple à mettre en œuvre, qui est généralement utilisée. La seconde, (qui correspond à l'évaluation des risques sanitaires en France), plus complexe, plus difficile et plus longue à mettre en œuvre, est effectuée dans des situations particulières, lorsque la population riveraine émet des inquiétudes et que le respect des critères reste problématique.

La première approche, basée sur l'application des normes et des critères de qualité, correspond à une analyse « multimédia », c'est-à-dire à une évaluation des émissions dans les différents milieux, l'air, l'eau, le sol, si cela s'avère nécessaire (en cas d'émissions de cuivre par exemple), et qui peut s'étendre à une analyse des doses absorbées par ingestion par des mesures effectuées sur l'alimentation (nourriture, boisson). Cette analyse consiste à vérifier que les valeurs évaluées ne dépassent pas les seuils autorisés. Ceux-ci sont définis d'une part par des normes, et d'autre part par des critères de qualité.

- Les normes correspondent à des valeurs seuils définies au niveau législatif et figurant dans des lois et des règlements. Pour une substance polluante donnée, il s'agit par exemple des concentrations admises à la sortie d'une cheminée et des concentrations tolérées dans l'air ambiant. Les critères de qualité ne sont pas réglementés, ils ne figurent pas dans les textes législatifs, mais sont définis par le ministère de l'Environnement. Ils concernent en général des substances que l'on peut qualifier de plus « exotiques », car moins bien connues et peu caractérisées. Ces critères peuvent être issus de revues littéraires exhaustives ou provenir de

⁶⁶ avril 1997, mise à jour fin 2003, 33p. ([fichier Word](#)).

⁶⁷ juillet 1998, mise à jour fin 2003, 39p. ([fichier Word](#)).

quelques études seulement. Ils sont établis sur la base de préoccupations liées à la santé des populations et sont mis à jour avec l'évolution des connaissances.

- Les critères de qualité de l'air sont répertoriés sur le site de ministère de l'Environnement. Les critères de qualité de l'eau sont définis en considérant la capacité du milieu recevant les rejets à tolérer une charge polluante. A partir de la mesure du niveau de base de la concentration de substances polluantes (« background » ou bruit de fond), il est déterminé si le milieu peut tolérer des émissions industrielles supplémentaires. Pour un cours d'eau par exemple, la charge polluante tolérable sera différente selon qu'il s'agit d'un ruisseau ou d'un fleuve.

La seconde approche, désignée **évaluation des risques toxicologiques** correspond à l'**évaluation des risques sanitaires** telle qu'elle est définie en France ; elle consiste à mesurer le niveau d'exposition de la population qui est indirectement exposée (effluents industriels dans les eaux de surface, par exemple).

Dans le cadre de l'étude d'impact environnemental, le ministère de l'Environnement peut demander que soit réalisée une étude d'évaluation des risques toxicologiques. Cet aspect est donc entièrement laissé à la discrétion du ministère. Les demandes spécifiques sont plutôt rares, et généralement **réservées à des projets de construction d'installations industrielles particulièrement polluantes** (associées par exemple à des rejets de mercure).

L'intégration d'un volet sanitaire dans l'étude d'impact environnemental et son contenu varient donc en fonction du site industriel concerné. L'étude d'impact du projet est réalisée par un cabinet privé, au frais de l'industriel porteur du projet. Les méthodes et rapports établis sont, par conséquent, variables et de qualités inégales. Les études réalisées par les cabinets privés sont confidentielles jusqu'à ce qu'elles soient transmises au ministère de l'Environnement qui étudie le dossier de demande d'autorisation. La part des études d'impact environnemental incluant une démarche d'évaluation du risque plutôt qu'une analyse basée sur les normes et critères de qualités préalablement établis n'est pas connue.

Enfin, on remarquera que dans l'étude d'impact environnemental, le volet consacré aux principaux **impacts sur le milieu humain** prend en compte de nombreux aspects comme les impacts sur les exploitations agricoles, sylvicoles et commerciales, les impacts économiques (emplois, revenus, etc.), les impacts sociaux (mode de vie, qualité de vie, etc.), les impacts sur les infrastructures des services publics (routes, lignes électriques, etc.), et, enfin, les impacts potentiels sur la santé publique. Pour ces derniers, elle considère notamment les concentrations ou charges de polluants (dans l'eau, l'air et, le cas échéant, les sols) auxquelles la population pourrait être exposée, particulièrement en ce qui concerne les groupes vulnérables (personnes hospitalisées, enfants, personnes âgées, etc.). Ces impacts sont estimés en fonction des critères basés sur des considérations de santé publique et tient compte du bruit de fond existant dans le milieu récepteur. En ce qui concerne les risques pour la santé publique, un niveau approprié d'analyse est préconisé. Si des préoccupations particulières sont exprimées, des études supplémentaires, telle une **analyse de risque complète**, peuvent être demandées afin de caractériser le risque avec plus d'exactitude.

IX.6.2 - La démarche québécoise d'évaluation du risque pour la santé

Elle correspond à la procédure en quatre étapes formalisée par l'Académie des Sciences des Etats-Unis en 1983, moyennant quelques différences d'ordre sémantique pour l'étape 2.

FRANCE

Identification des dangers

Recherche des relations dose-réponse

Estimation des expositions

Caractérisation des risques

QUEBEC

Identification des dangers

Caractérisation toxicologique des dangers

Estimation des expositions

Estimation des risques

Selon l'un des experts interrogés, les modalités techniques telles qu'elles sont décrites dans les *Lignes directrices* québécoises sont à certains égards plus fines et plus exigeantes que la procédure préconisée par les Etats-Unis. Par exemple, les données relatives aux sols, aux poussières et aux voies d'expositions sont plus complètes que partout ailleurs au Canada, et dans le monde.

Cependant, comme c'est très souvent le cas, il existe un certain décalage entre la méthodologie décrite dans les *Lignes directrices* et l'application de la procédure sur le terrain. La pratique ne peut suivre à 100 % les recommandations théoriques, notamment du fait de l'insuffisance ou de l'indisponibilité des outils informatiques de modélisation⁶⁸ »).

Il apparaît que les *Lignes directrices* québécoises mettent tout particulièrement l'accent sur les deux dernières étapes, c'est-à-dire l'étape 3 consacrée à l'estimation des expositions et l'étape 4 consacrée à l'estimation des risques. Ces deux étapes sont de ce fait particulièrement bien encadrées au Québec.

En revanche, l'étape 2 correspondant à la caractérisation toxicologique (c'est-à-dire la recherche des relations dose-réponse) et qui consiste à calculer les concentrations de polluants dans les différents milieux (le sol, les eaux souterraines, les végétaux des potagers, les terrains résidentiels en milieu rural, le lait maternel, les poissons, etc.) à partir des concentrations détectées dans les sols, n'est pas détaillée dans les *Lignes directrices*. En effet, cette étape particulièrement importante dans la démarche d'évaluation du risque est très difficile à mettre en œuvre du point de vue technique. Elle est laissée à la discrétion des consultants et cabinets privés. (*Notons qu'à l'époque où la démarche d'évaluation du risque relevait de la compétence du ministère de l'Environnement, cette phase faisait l'objet d'un document conséquent et détaillé, rassemblant près de 700 pages. Le transfert de cette démarche au sein du Ministère de la santé et d'un groupe bénéficiant de faibles ressources humaines et financières a eu pour conséquence une réduction du document et une concentration sur une étape en particulier*).

Le Québec utilise les valeurs standards et limites autorisées existantes pour les émissions des différents substances. Il s'agit généralement des valeurs seuils définies par l'EPA aux Etats-Unis, par l'OMS, ou encore par Santé Canada, le ministère fédéral de la Santé au Canada. Il apparaît toutefois qu'elles peuvent être désuètes, théoriques, « conservatrices », ou tellement élevées qu'elles sont difficilement atteignables sur le terrain.

⁶⁸ comme par exemple, l'estimation mathématique de la diffusion ou dispersion dans le lait maternel (cf Terracys, logiciel d'écotoxicologie développé par Sanexen qui permet une opérationnalisation à 100% des lignes directrices)

IX.6.3 - La Loi sur les terrains contaminés

Etant donné qu'il n'existe pas, au Québec, de réglementation sur l'évaluation du risque sanitaire associé à l'implantation des installations industrielles, il convient de se focaliser sur la démarche d'évaluation du risque appliquée aux terrains contaminés. En effet, le 1^{er} mars 2003, est entrée en vigueur la Loi 72 (*Loi modifiant la Loi sur la qualité de l'environnement et d'autres dispositions législatives relativement à la protection et à la réhabilitation des terrains*) dite « **loi sur les terrains contaminés** ». **Cette loi peut exiger la réalisation d'une analyse de risques pour la santé** afin d'obtenir l'autorisation de réhabilitation des sols qui sont destinés à une utilisation ultérieure (communautaire, industrielle, commerciale, résidentielle, etc.). Il s'agit de veiller à ce que l'utilisation des sols ne comporte pas de risque pour la santé humaine, ni pour les autres organismes vivants. Cet aspect sanitaire de l'exploitation des sols est ainsi pris en compte dans **l'étude d'évaluation des risques environnementaux**.

Toute évaluation du risque pour la santé et l'écosystème doit être réalisée conformément aux exigences des documents « Lignes directrices pour la réalisation des évaluations de risque toxicologique à la santé humaine dans le cadre de la Procédure d'évaluation (MSSS, 2002) et Procédure d'évaluation du risque écotoxicologique pour la réhabilitation des terrains contaminés (Centre d'expertise environnementale du Québec, ministère de l'Environnement, 1998).

Des évaluations du risque sont préconisées dans les 3 cas suivants :

- les terrains ayant un impact manifeste sur **la santé** et l'environnement,
- les terrains qui font l'objet d'un projet de réutilisation,
- les terrains industriels constituant un risque significatif pour l'environnement.

Différentes approches sont possibles pour **évaluer et gérer la contamination** présente sur un terrain. Le propriétaire du terrain peut avoir recours à l'une ou l'autre, ou à une combinaison des quatre (cf annexes du Guide de réalisation d'une étude d'impact sur l'environnement : http://www.menv.gouv.qc.ca/evaluations/guide_realisation/index.htm) :

- la décontamination des sols jusqu'au respect des **critères génériques**
- la décontamination des sols jusqu'au respect de **critères spécifiques déterminés à partir d'une évaluation de risque** qui comporte 3 volets :
 - analyse de risque toxicologique
 - évaluation du risque écotoxicologique
 - évaluation des impacts sur l'eau souterraine et l'eau de surface
- la mise en place de mesure de confinement, de contrôle et de suivi (CCS)
- la mise en place de mesures restrictives.

Dans la première approche, par **critères génériques**, l'estimation des risques pour la santé et l'écosystème et des impacts sur l'eau souterraine se fait, dans un premier temps, en comparant les concentrations présentes sur le terrain à des critères génériques modulés selon l'usage (récréatif, résidentiel, commercial, industriel), les critères ABC. Ces critères constituent un outil d'évaluation simple et pratique, qui permet une intervention équitable d'un dossier à un

autre. La décontamination jusqu'au respect des critères génériques permet d'éviter que le terrain soit frappé d'une restriction d'utilisation.

Toutefois, le propriétaire d'un terrain **peut également avoir recours à la procédure d'évaluation des risques** pour confirmer ou infirmer l'existence d'un risque significatif **sur la santé** et l'écosystème, ou d'un impact sur l'eau souterraine. L'utilisation de cette approche pour évaluer et gérer le risque conduit soit à l'établissement d'un **critère spécifique** au terrain, soit à la mise en place de mesures de mitigation (mesures de confinement, de contrôle et de suivi) ou de mesures restrictives.

Du point de vue de la réglementation, la notion d'évaluation des risques pour la santé concerne donc essentiellement les terrains contaminés à l'heure actuelle. C'est le seul domaine pour lequel la loi mentionne explicitement la réalisation d'une étude environnementale basée sur l'évaluation du risque pour la santé et l'environnement. Néanmoins, il s'avère que, dans le cas des terrains contaminés également, l'attribution de l'autorisation d'exploiter le terrain peut se baser, soit sur les valeurs limites fixées pour les substances polluantes, c'est-à-dire l'**application de critères spécifiques**, soit sur la démarche d'évaluation du risque pour la santé et l'environnement.

IX.6.4 - Les Lignes directrices et Principes directeurs : EIE et terrains contaminés

L'évaluation du risque pour la santé humaine suit les « **Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine**, préparées dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement et de l'examen des projets de réhabilitation de terrains contaminés », établies par le Ministère de la Santé (Ministère de la Santé et des Services Sociaux, MSSS). Ce document récent publié en 2002 est disponible sur le site du Ministère de la Santé et des Services sociaux (www.msss.gouv.qc.ca). Les Lignes directrices pour la réalisation des évaluations du risque toxicologique s'adressent à tous ceux (cabinets privés, consultants) qui doivent réaliser des **évaluations du risque toxicologique pour la santé humaine** lorsqu'elle est requise soit dans le cadre de la procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement, soit dans le cadre de la *Politique de protection des sols et de réhabilitation des terrains contaminés*. Elles ont été élaborées afin d'harmoniser les processus d'évaluation du risque et d'obtenir un maximum de cohérence entre les différents rapports d'évaluation du risque toxicologique. Ce document présente une procédure adaptée au contexte québécois.

Parallèlement à l'élaboration de ces Lignes directrices, un document présentant les principes directeurs, intitulé « **Principes directeurs d'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale** » a été préparé par le Ministère de la Santé. Il définit les principes directeurs pour l'évaluation du risque toxicologique pour la santé humaine de nature environnementale, ainsi que les éléments de réflexion des membres du groupe de travail sur les principes directeurs (GTE). Il décrit l'utilisation de l'évaluation du risque toxicologique au sein du Gouvernement du Québec, et explique le cadre général de la démarche d'évaluation du risque toxicologique, en la situant dans l'ensemble du processus de gestion du risque.

IX.6.5 - Le groupe mixte, GTE

Le Groupe Technique Evaluation (GTE) est un groupe de réflexion réunissant des experts du Ministère de la Santé et du Ministère de l'Environnement, qui œuvre à l'élaboration des Lignes directrices et des Principes directeurs devant guider l'élaboration des évaluations du risque toxicologique ainsi que la gestion du risque toxicologique pour la santé humaine. Le ministère de la Santé est responsable des aspects concernant la santé tandis que le ministère de l'Environnement est chargé des questions liées à l'écotoxicologie (il énonce d'ailleurs des principes directeurs plutôt que des lignes directrices).

Pour les terrains contaminés par exemple, les rapports sur l'évaluation des risques établis suivant ces deux documents guides sont ensuite soumis au ministère de l'Environnement qui décide alors du plan à suivre pour la réhabilitation des terrains contaminés. Le GTE examine le plan de réhabilitation proposé et formule les recommandations aux deux Ministères qui accordent finalement l'autorisation d'implantation du projet.

IX.6.6 - Les installations de traitement des déchets

Concernant les installations de traitement des déchets, certains projets d'incinération des déchets et de gestion de matières dangereuses sont assujettis à une directive (au sens de ligne directrice) du ministère de l'Environnement (article 31.2 de la Loi sur la qualité de l'environnement), exigeant une procédure d'évaluation et d'examen des impacts sur l'environnement. Il s'agit notamment :

- > des projets d'incinération de déchets solides,
- > des projets d'incinération de déchets biomédicaux, d'incinération de matières dangereuses résiduelles,
- > des projets d'utilisation à des fins énergétiques et pyrolyse de matières dangereuses toxiques résiduelles,
- > des projets de dépôt définitif de matières dangereuses ou des matières issues du traitement de matières dangereuses résiduelles,
- > des projets de traitement de matières dangereuses résiduelles.

Les projets d'établissement de lieux d'enfouissement sanitaire font, quant à eux, l'objet de directives spécifiques distinctes. Ces lieux d'enfouissement sanitaire (comparables aux centres d'enfouissement techniques) sont soumis à des études réalisées sur la base de normes techniques établies pour la construction et l'exploitation des installations. Mais une évaluation du risque peut être demandée par le ministère de l'Environnement. C'est généralement le cas lorsque la population riveraine s'oppose à un projet d'agrandissement d'une décharge (comme à Montréal, par exemple). Si des préoccupations particulières sont exprimées, des études supplémentaires, telle une évaluation de risque complète, peuvent être demandées afin de caractériser le risque avec plus d'exactitude.

Voici par exemple le contenu du seul paragraphe consacré à l'aspect sanitaire dans un Rapport d'étude environnementale, publié le 31 juillet 2003 et concernant un Projet d'agrandissement d'un lieu d'enfouissement sanitaire (territoire de la Ville de Saint-Jean-sur-

Richelieu et de la Municipalité de Mont-Saint-Grégoire par le Centre d'enfouissement sanitaire Saint-Athanase inc.). Il tient en quelques lignes seulement, évoque la connaissance de l'existence d'impacts sur la santé, et recommande une surveillance de l'exploitation du site d'enfouissement :

« Le ministère de la Santé et des Services sociaux (MSSS) mentionne qu'il est bien conscient des impacts possibles sur la qualité de vie des citoyens, particulièrement ceux qui vivent au pourtour du site. Le MSSS considère toutefois que le projet, d'un point de vue de santé publique, est acceptable dans la mesure où l'initiateur du projet respecte les exigences fixées au certificat d'autorisation, et qu'un suivi des mesures d'atténuation soit mis en place, tout au long de l'exploitation du site.

L'équipe d'analyse est consciente des impacts possibles sur la qualité de vie des citoyens et si le projet était autorisé s'assurera qu'un suivi des mesures d'atténuation fasse partie des conditions au certificat d'autorisation.

Depuis quelques années, il existe, au Québec, peu de projets de construction d'incinérateurs de déchets et il n'existe pas de projet d'implantation de centrale nucléaire. Les grands projets concernent généralement la construction de barrages hydrauliques qui ne sont pas considérés comme une menace pour la santé des populations. Ainsi, les projets qui, du point de vue de la réglementation québécoise, doivent être soumis à une évaluation des risques sanitaires sont plutôt rares.

IX.6.7 - Les études volontaires d'évaluation du risque environnemental

Ceci dit, à titre volontaire, une étude environnementale peut être menée sur la base de l'évaluation du risque environnemental. On notera ainsi que le grand projet d'extension de lignes hydroélectriques du groupe Hydro-Québec (comparable à EDF en France), qui inclut un programme de maintenance faisant une utilisation massive de pesticides pour contrôler la végétation (épandage sur des milliers d'hectares), fait l'objet d'une étude d'impact qui intègre une procédure d'évaluation du risque environnemental (écosystème aquatiques, eaux de surface).

Mais d'une façon générale, l'évaluation de l'impact environnemental est réalisée sur une base normative (utilisant des normes et des critères de qualité) plus que sur la base de l'évaluation du risque.

Ainsi, l'évaluation du risque environnemental peut s'appliquer à divers projets comportant des risques de contamination de l'air, de l'eau ou des sols, sans qu'elle soit imposée par la loi. Actuellement, il n'existe pas de loi exigeant une évaluation des risques sanitaires liés aux émissions dans l'air, car on s'en réfère aux normes établies pour les concentrations atmosphériques autorisées pour les diverses substances concernées.

IX.6.8 - Le bureau des audiences publiques

Les informations concernant les projets d'implantations industrielles et les projets de nouvelles infrastructures routières sont rendus publics et les documents sont disponibles. A

la demande de la population, ces projets peuvent faire l'objet d'une présentation générale qui aborde notamment les questions liées à l'impact sur la santé et à l'impact sur l'environnement. Ces audiences sont ouvertes aux citoyens qui sont invités intervenir, à poser des questions, à exprimer leurs craintes. Des commissaires (directions régionales de la santé publique) sont chargés de faire des recommandations afin de rendre le projet acceptable ou peuvent exiger des modifications. Ces audiences publiques concernent généralement de gros projets. Les audiences publiques sont de plus en plus fréquentes et témoignent de l'intérêt croissant de la population pour les projets industriels soumis à l'étude d'impact environnemental. Selon les estimations, elles concernaient 1 projet sur 10 il y a une vingtaine d'années contre près de 5 sur 10 actuellement.

Les comptes-rendus détaillés des audiences publiques sont disponibles sur internet à l'adresse www.bape.gouv.qc.ca, comme par exemple celui décrivant le [Projet d'agrandissement du lieu d'enfouissement sanitaire de Val-d'Or par la MRC de La Vallée-de-l'Or](#).

Ainsi par exemple, le projet de construction d'un incinérateur sur le territoire de la ville de Montréal, qui a fait l'objet d'une audience publique incluant une étude d'évaluation des risques sur la santé, réalisée par un cabinet privé, a été finalement rejeté sur la base de plusieurs arguments essentiellement liés à l'ambition de la politique de gestion des déchets, mais aussi à des lacunes de l'ERS en particulier la non prise en compte du bruit de fond.

IX.6.9 - L'exemple de l'épandage de déchets organiques pour la fertilisation des sols

L'Institut National de Santé Publique du Québec (INSPQ) a réalisé récemment une étude comparative les valeurs standards autorisées dans différents pays pour l'épandage des déchets biodégradables destinés à la fertilisation des sols agricoles. Cette étude a révélé que les seuils autorisés pour les furannes au Québec sont bien plus stricts que ceux admis aux Etats-Unis par exemple : aux Etats-Unis ils représentent une moyenne nationale des différentes valeurs mesurées tandis qu'au Québec ils sont proches des concentrations maximales autorisées.

IX.6.10 - Conclusions

Globalement, on peut considérer que si la démarche québécoise est encore imparfaite, elle est à certains égards, en avance au niveau international. Elle est bien plus stricte au Québec que dans les autres Provinces canadiennes, et de loin. En effet, les démarches mises en œuvre dans certaines Provinces canadiennes seraient considérées comme inacceptables au Québec.

La démarche québécoise bénéficie des travaux de développement réalisés par l'EPA aux Etats-Unis et d'une certaine souplesse d'adaptation au contexte québécois. Cette adaptation est d'autant plus efficace que le territoire québécois est de taille restreinte et que les experts impliqués se connaissent bien et travaillent en réseau.

Par ailleurs, le cabinet international de consultants en environnement et en ingénierie Golder Associates (www.golder.com) situé au Canada, en Colombie Britannique, s'était prêté, vers 1994, à une comparaison internationale des pratiques d'évaluation des risques (HRA, Health Risk Assessment). Il avait procédé à une classification des démarches mises en œuvre dans 16 Etats et les avait classés dans trois (ou quatre) catégories, la catégorie de niveau 1 représentant le meilleur niveau de compétence. Parmi les pays étudiés figuraient notamment l'Etat fédéral

des Etats-Unis et plusieurs Etats américains, le Canada et diverses Provinces canadiennes, ainsi que l’Australie, la Nouvelle-Zélande, la Grande-Bretagne, etc... Parmi les 16 zones examinées, la Province du Québec arrivait en tête. Et non seulement elle occupait la première place, mais en plus, elle figurait toute seule dans la catégorie de niveau 1. Les Etats-Unis figuraient quant à eux dans la catégorie de niveau 2.

IX.6.11 - Experts consultés

Noms	Fonction/Département	Organisme	téléphone	e-mail ou URL
M. Martel	Division Ecotoxicologie Centre d’expertise en analyse environnementale du Québec	Ministère de l’Environnement du Québec	+ 418 643 1301	www.menv.gouv.qc.ca ceaeq@menv.gouv.qc.ca
Louis Germain Mme Claude Therberge	Direction des évaluations environnementales	Ministère de l’Environnement du Québec	+ 418 521 3933 poste 4659	www.menv.gouv.qc.ca
Monique Beausoleil M.Sc., Toxicologue	Institut national de santé publique du Québec (INSPQ)	Ministère de la Santé et des Services Sociaux du Québec (MSSS) Montréal	+ 514 528 2400 poste 3229	www.msss.gouv.qc.ca www.inspq.qc.ca mbeausol@santepub-mtl.qc.ca
Renée Gauthier	Direction des politiques des secteurs industriels Groupe Technique Evaluation (GTE)	Ministère de l’Environnement du Québec	+ 418 521 3950 poste 4929	renee.gauthier@menv.gouv.qc.ca
J-Pierre Trépanier	Responsable Développement Analyse des risques	SANEXEN Services Environnementaux Inc Québec, Canada	+ 450 652 9990	jptrepan@sanexen.com
Agnès Renoux PhD.	Directrice adjointe Analyse de risques	SANEXEN Services Environnementaux Inc. Varenes Québec Canada	+ 450 652 9990 poste 130	arenoux@sanexen.com
Carolyn Dunn	Bureau d’évaluation d’hygiène du milieu	Santé environnementale et sécurité des consommateurs Santé Canada	+ 613 948 2875	carolyn_dunn@hc-sc.gc.ca

**3ème PARTIE :
AUTRES APPROCHES POUR
EVALUER LES RISQUES
SANITAIRES**

X. - LES DIFFERENTES APPROCHES POUR EVALUER LES RISQUES SANITAIRES

Les différentes pratiques ayant cours au niveau international en matière d'évaluation des impacts sanitaires des filières de traitement des déchets font l'objet d'une veille scientifique de la part du Réseau Santé Déchets (RSD) depuis 1992. Les publications scientifiques qui paraissent dans les différentes revues référencées dans les bases de données internationales sont regroupées dans une base bibliographique gérée par le RSD. La base et les analyses des publications effectuées par un réseau d'experts du RSD constituent le dispositif Info Santé Déchets et sont la source du bulletin périodique Info Santé-Déchets publié par le RSD depuis 1993.

Nous avons recensé et présentons en annexe à ce rapport les différentes études pertinentes présentes dans la base du RSD. Lors de la présentation des études, nous avons signalé le pays dans lequel l'étude a été menée.

La bibliographie propre à cette troisième partie du rapport est présentée à la fin de l'annexe.

Afin d'apprécier les impacts sanitaires des filières de traitement des déchets, vis-à-vis des travailleurs comme de la population générale, il est possible d'utiliser différentes approches.

La première consiste à mesurer des polluants (chimiques ou microbiologiques) dont le caractère dangereux est établi, dans les milieux, air, eau ou sol, au contact desquels l'homme peut se contaminer. Les concentrations des polluants mesurées seront comparées à des valeurs de références ou à des valeurs limites en milieu professionnel afin de déterminer s'il existe un risque pour la santé de la population exposée. Pour les polluants chimiques, les valeurs obtenues pourront être utilisées pour l'évaluation de l'exposition des personnes dans le cadre d'approche d'évaluation du risque sanitaire comme un des éléments constitutifs de la dose d'exposition qui sera elle-même comparée à une dose de référence.

Pour les polluants chimiques, il est également possible de recourir à des études d'exposition utilisant des indicateurs biologiques d'exposition (IBE) en population générale ou chez les travailleurs. Ces indicateurs sont un bon reflet de l'exposition totale des sujets cependant ils ne permettent pas de distinguer les différentes sources d'exposition pour un polluant donné. La mesure des polluants chimiques ou de leurs métabolites se fait dans divers milieux biologiques (sang, urines, cheveux...) chez les personnes exposées.

A côté des études d'exposition, les impacts sanitaires sont estimés par des études épidémiologiques d'une part, des études d'évaluation du risque sanitaire d'autre part.

X.1 - Les études d'évaluation du risques sanitaire (ERS)

Les études d'évaluation du risque sanitaire (ERS) relatives aux installations de traitement des déchets sont peu nombreuses et concernent principalement les dioxines émises par les UIOM. La démarche d'évaluation des risques sanitaires utilisée dans les études est présentée en introduction à ce rapport. Dans le cadre de ce travail bibliographique, un bref rappel sur la mesure du risque dans les études d'évaluation du risque sanitaire est présenté dans l'annexe où nous présentons également les différentes études qui apparaissent dans la base bibliographique du RSD. Ces études ont principalement été menées en Belgique [Nouwen,

2001], en Espagne [Schuhmacher, 2001], en France [Boudet, 1999 ; SFSP, 2000 ; Nerrière, 2001], au Japon [Yoshida, 2000] et à Taïwan [Ma, 2002].

X.2 - Les études d'exposition

Les études présentes dans la base du RSD ayant mesuré des polluants chimiques dans les milieux au voisinage d'installation de traitement des déchets ou dans les ambiances de travail sont très nombreuses. C'est notamment le cas des mesures de polluants chimiques dans les sols et les végétaux au voisinage des installations d'incinération des déchets. Ces mesures ont surtout un intérêt comme première étape en vue d'estimer la dose d'exposition des personnes étudiées.

Nous avons fait le choix de ne pas présenter les nombreuses études de ce type recensées dans la base bibliographique du Réseau Santé Déchets. Nous avons par contre cité les quelques études disponibles relatives à des mesures de polluants chimiques dans les ambiances de travail de sites de tri ou de recyclage du Canada [Lavoie, 2001] ou de Finlande [Kirivanta, 1999] ou dans des sites de compostage aux USA [Kim, 1995] ou en Finlande [Tolvanen, 1999].

Dans le cas des autres filières (incinération, stockage), pour les polluants chimiques, nous avons privilégié les études d'exposition utilisant des indicateurs biologiques d'exposition (IBE) en population générale et chez les travailleurs.

Pour les polluants microbiologiques et les poussières, nous avons retenu les études qui indiquent des concentrations atmosphériques susceptibles d'être respirées par l'homme. Les études disponibles vis-à-vis des travailleurs de la collecte des déchets ont principalement été menées dans les pays du nord de l'Europe, au Danemark [Nielsen, 1997 ; Nielsen, 2000 ; Ivens, 1999] ou en Suède [Thorn, 1998 ; Thorn, 2000]. L'exposition en population générale est moins documentée que celle des travailleurs. Les rares études disponibles proviennent du Danemark [Nielsen, 1997] ou des Pays-Bas [Wouters, 2000]. Dans ces pays, l'exposition aux polluants microbiologiques et aux poussières apparaît la plus élevée lors des déchargements de camion sous bâtiment [Nedellec, 2002].

L'exposition des travailleurs aux microorganismes a également été étudiée lors du recyclage des déchets au Canada [Lavoie, 2001] et en Finlande [Kirivanta, 1999], notamment les endotoxines [Tolvanen, 2001].

Dans le cas du compostage, des mesures de l'exposition atmosphérique aux microorganismes ont été conduites au Canada [Lavoie, 1997] et en Finlande [Tolvanen, 1999] ainsi que des mesures spécifiques des mycotoxines en Allemagne [Fischer, 1999] et des endotoxines en Suède [Rakhonen, 1992b ; Nielsen, 1997].

Le bruit est une des nuisances qui a parfois été étudiée. Des niveaux élevés du bruit ont été mesurés dans des installations de tri en France [Duclos, 1998], de recyclage au Canada [Lavoie, 2001] et en Finlande [Tolvanen, 2001].

X.3 - Les études épidémiologiques

Les études épidémiologiques relatives aux impacts sanitaires des filières de traitement des déchets sont assez nombreuses. Le type de ces études est variable selon la filière et selon la population étudiée, travailleurs ou riverains des installations. Un rappel sur les différents types d'études épidémiologiques utilisés et sur la mesure du risque dans ces études est présenté dans l'annexe.

Les effets sur la santé des travailleurs de la collecte des déchets en rapport avec l'exposition aux poussières organiques ont été étudiés par les mêmes équipes de spécialistes au Danemark [Ivens, 1997 ; Ivens, 1999 ; Hansen, 1997 ; Poulsen, 1995a], aux Pays-Bas [Wouters, 2002] et en Suède [Thorn, 1998] selon des protocoles d'études épidémiologiques transversales.

Selon les auteurs danois, **les troubles rencontrés par les travailleurs du tri des déchets** sont peu spécifiques (troubles d'irritation des yeux et des voies aériennes supérieures, troubles respiratoires, troubles digestifs) par rapport aux travailleurs de la collecte des déchets [Poulsen, 1995b]. Ils présenteraient cependant un risque accru de présenter le syndrome toxique des poussières organiques (ODTS) [Sigsgaard, 1994].

Dans le cas du compostage, des pathologies à type d'asthme et d'aspergillose ont été décrites notamment au Danemark [Poulsen, 1995] à côté des pathologies non spécifiques déjà évoquées en rapport avec l'exposition aux poussières organiques mais avec une fréquence qui serait plus élevée que dans le cas de la collecte en Allemagne [Bünger, 2000] ou aux Pays-Bas [Douwes, 2000].

A côté des effets respiratoires, digestifs ou cutanés liés à ces expositions atmosphériques, les effets sur la santé des travailleurs de la collecte en rapport avec le port de charges ont été étudiés au Danemark [Poulsen, 1995a] et la fréquence des accidents au Danemark [Rahkonen, 1992a ; Ivens, 1998] et aux USA [An, 1999]. Un risque augmenté a également été mis en évidence en France pour les accidents lors du tri des déchets [Miquel, 1999] et au Canada pour les lombalgies lors du recyclage [Lavoie, 2001].

Les études des travailleurs ou des riverains des installations d'incinération des déchets ménagers sont plus nombreuses. Celles relatives aux installations de stockage des déchets ménagers portent principalement sur les populations riveraines. Très peu d'études sont disponibles sur des installations d'incinération ou de stockage de déchets dangereux au sens où nous l'entendons en France.

Dans le cas des incinérateurs de déchets ménagers, des mesures d'exposition ont été conduites auprès des travailleurs, pour les polluants métalliques en Allemagne [Angerer, 1992 ; Malkin, 1992 ; Wrbitzky, 1995] et en France [Hours, 2003 ; Maître, 2003], et pour des polluants organiques en France [Maître, 2003], les dioxines et furannes en Allemagne [Päpke, 1993] et au Japon [Kumagai, 2000 ; Kumagai, 2002 ; Kitamura, 2000 ; Kitamura, 2002]. Quelques rares mesures de polluants métalliques et/ou organiques sont disponibles pour des travailleurs d'UIDIS aux USA [Pedersen, 1995], en Finlande [Kurtio, 1998] et en Espagne [Domingo, 2001 ; Schuhmacher, 2002 ; Agramunt, 2003]. Dans les différents pays, les mesures de polluants chez les travailleurs sont toujours inférieures aux valeurs limites applicables au milieu professionnel quand elles existent.

Les études relatives à l'exposition de la population générale au voisinage des installations d'incinération des ordures ménagères en Espagne [Granero, 1998 ; Llobet, 1998 ; Gonzalez, 2000 ; Gonzalez, 2001] comme au Japon [Kitamura, 2001 ; Aozasa, 2003] sont peu nombreuses et ne permettent pas de juger de la contribution des incinérateurs à cette exposition. Ceci s'explique notamment par l'existence de sources multiples de pollution, par

l'absence de valeur de référence pour la population et par l'absence d'un suivi de l'exposition des populations exposées notamment d'un point zéro avant mise en service des installations de traitement des déchets.

Pour les effets sanitaires des installations d'incinération se sont majoritairement les pays européens qui fournissent les études disponibles pour la population générale : troubles de la reproduction en France [Cordier, 2004] et en Grande-Bretagne [Dummer, 2003], cancers en France [Viel, 2000 ; Floret, 2003] et en Grande-Bretagne [Elliott, 1996 ; Elliott, 2000] et pour les travailleurs en Italie [Rapiti, 1997], en France [Hours, 2003] et en Suède [Gustavson, 1989]. Signalons en particulier les études de corrélation géographique que les auteurs anglais peuvent conduire en s'appuyant sur les ressources particulières de leurs pays (registre des cancers ou des malformations, recensement de population et système d'information géographique). Les troubles respiratoires au voisinage des installations ont été étudiés notamment en Australie [Gray, 1994], en Allemagne [Koblantz, 1997] et aux USA [Shy, 1995 ; Hu, 2001 ; Hazucha, 2002].

Dans le cas des installations de stockage des déchets, il est nécessaire de faire une distinction entre les sites recevant des déchets ménagers et des déchets toxiques (la situation de nombreux pays hors la France) et les sites ne recevant que des déchets ménagers ou assimilés (la situation française).

Les études d'exposition des travailleurs aux polluants présents dans les sites de stockage d'OM sont très rares. Une des rares études vient de France [Hours, 2001]. Elles sont également rares celles relatives aux effets sur les travailleurs dans des sites d'OM en France [Hours, 2001] comme celles concernant des sites recevant également des déchets dangereux aux USA [Gelberg, 1997].

Nous ne disposons pas d'étude d'exposition des riverains aux polluants chimiques. Par contre plusieurs études se sont intéressées aux effets sanitaires au voisinage de sites de stockage de déchets dangereux. Pour les troubles de la reproduction, ce sont des études de type cas-témoins menées en Europe [Dolk, 1998 ; Vrijheid, 2002] et des études de corrélation géographique en Grande-Bretagne [Fielder, 2000 ; Elliott, 2001], ou des études de cohorte [Berry, 1997 ; Kharrazi, 1997] ou de type cas-témoins portant sur les nombreux sites des USA [Geschwind, 1992 ; Sosniak, 1994 ; Marshall, 1997 ; Croen, 1997]. Pour les cancers, ce sont plutôt des études de corrélation géographique en Australie [Williams, 1998], au Canada [Goldberg, 1995] et en Grande-Bretagne [Jarup, 2002] que des études de type cas-témoins comme au Canada [Goldberg, 1999].

**SYNTHESE
ET
CONCLUSION GENERALE**

L'évaluation de l'impact sanitaire lié à l'environnement est, en France, assise sur un cadre réglementaire contraignant (lois de 1976). La pratique et ses règles sont largement inspirées par la démarche de l'Académie des Sciences américaine. De l'avis de nos voisins, la France est incontestablement le pays européen où cette approche est utilisée de la façon la plus large et la plus encadrée sur le plan réglementaire. Elle est même considérée, en particulier par des experts belges, comme étant en avance sur le plan international.

Cette étude permet de faire un point sur les pratiques d'évaluation des risques sanitaires en dehors de la France et sur les autres méthodes d'étude de l'impact sanitaire de façon à apporter un jugement éclairé sur nos choix réglementaires et nos propres pratiques. Les recherches ont ciblé les filières de traitement de déchets, sujet d'intérêt majeur pour RE.CO.R.D.

Le bilan de l'usage de l'évaluation des risques sanitaires au plan international apparaît comme très contrasté, en lien avec le mode de gestion des déchets choisi. En effet, alors que la France doit faire face aux problèmes liés à l'incinération des déchets, des pays comme le Canada, pour lequel la disponibilité d'espace n'est pas encore un problème, pratiquent encore essentiellement la mise en décharge. Si l'application de l'évaluation de l'impact sanitaire aux filières de traitement des déchets est une question qui se pose en France, son intérêt n'a pas été retrouvé dans les autres pays investigués. Ceci nous a amené à élargir l'évaluation des impacts sanitaires à d'autres domaines d'application.

En Europe, il n'existe pas, comme en France, de cadre réglementaire imposant l'évaluation des risques sanitaires. Les réglementations relatives à l'exploitation et au contrôle des installations sont relatives aux rejets dans l'air, l'eau et les sols, considérées comme suffisantes pour garantir la sécurité des populations. La pratique d'évaluation des risques sanitaires est connue mais restreinte à quelques rares projets et consiste en une comparaison des rejets des substances avec des valeurs limites réglementaires.

L'approche la plus utilisée est celle de la BAT (Best Available Technology) inspirée par la position de l'Union Européenne. Cette approche est souvent assimilée à l'approche d'évaluation des risques sanitaires (« Si les valeurs sont au dessous des normes, c'est qu'il n'y a pas de risques »). L'évaluation des risques sanitaires n'est appliquée à une installation (comme par exemple en Belgique), que lorsqu'un risque potentiel ou une forte crainte de la population fait jour. Cette approche correspond assez bien avec celle développée initialement aux Etats-Unis dans la prise en compte des Superfunds, sites à risques potentiellement élevés, dans un objectif de catégorisation des sites en fonction de leurs risques et de leur dépollution.

Dans ses directives l'Union européenne applique l'évaluation des risques sanitaires aux substances (programme REACH pour l'enregistrement des substances nouvelles visant à améliorer leur évaluation toxicologique en tenant compte de l'évaluation des risques) mais pas aux installations.

Inscrit dans la nouvelle politique européenne sur les substances chimiques, le système, REACH (enregistrement, évaluation et autorisation de substances chimiques), oblige les fabricants et importateurs de substances chimiques à les enregistrer dans une base de données centrale. Les informations enregistrées porteront sur les propriétés des substances, les utilisations prévues et les moyens permettant de manipuler ces substances en toute sécurité. Les substances qui suscitent de fortes préoccupations, telles que les substances cancérigènes,

mutagènes ou toxiques pour la reproduction et les substances chimiques présentant des risques non gérables, seront progressivement éliminées.

Aux USA, où l'Académie des Sciences a créé en 1983 la méthode du Health Risk Assessment, l'ERS a été intensivement utilisée, notamment par l'ATSDR (Agency for Toxic Substances Registry) et secondairement par l'EPA (Environmental Protection Agency) pour catégoriser les sites et installations polluantes existantes et mettre en place des mesures correctives ; les résultats sont publiés sur Internet <http://www.atsdr.cdc.gov/HAC/PHA/>. De nombreuses publications répertoriées dans la base Info Santé Déchets portent sur ces évaluations ainsi que sur des critiques et améliorations méthodologiques, surtout au cours des années 90.

Mais – et ceci est un point important-, l'approche ERS n'est pas utilisée pour des installations nouvelles avant leur création qui doivent satisfaire à des seuils d'émission.

La **Suède** est le seul pays européen investigué, dans lequel nous ayons trouvé la notion d'impact sanitaire développée dans la législation. La notion de santé humaine n'est pas dissociée de la notion environnementale, comme elle l'est en France. Pour l'instant, les seuls guides existant sur l'évaluation de l'impact sanitaire sont restreints aux sols pollués. Ce pays possède une riche base de données qui lui a permis de mettre en place une démarche d'évaluation très spécifique au pays (caractéristiques de la population) et au site étudié (données environnementales). La démarche aboutit à une classification du risque sur une échelle de risque, qui est privilégiée par rapport à l'approche quantitative numérique américaine ou française.

Selon le Code de l'Environnement Suédois, la notion de risque pour l'environnement inclus le risque pour la santé humaine, et la déclaration d'impact environnemental qui accompagne la demande d'autorisation pour un projet lié à une activité dangereuse pour l'environnement doit évaluer également les risques pour la santé.

Sur le terrain, l'intégration d'un volet sanitaire à l'étude d'impact environnemental n'est pas réalisée à l'heure actuelle. La méthodologie concernant la mesure de l'impact sur la santé est toujours en chantier et des expérimentations sont en cours sur des projets pilotes. La rencontre et les échanges entre experts de l'environnement et professionnels de la santé semblent laborieux ; les compétences centralisées font défaut à l'échelle locale. Aucune démarche n'est engagée sur l'évaluation du risque d'installations existantes.

Actuellement, seuls les sols sont concernés par l'évaluation du risque sanitaire.

Finalement, la Suède est un pays nouvellement engagé dans l'intégration de l'évaluation de l'impact sanitaire dans sa législation et qui, pratiquement, en restreint l'usage aux sites et sols pollués, ce qu'elle ne réalise que pour de rares projets.

Le Canada s'est révélé effectivement un pays d'intérêt dans l'utilisation de la démarche d'évaluation des risques sanitaires car si la démarche reste, comme en Suède, exceptionnelle, les guides d'application portent non seulement sur les sols pollués, mais également sur les installations et aussi bien sur les cas existants que sur les projets. Si le Canada a adopté la démarche américaine, il possède des institutions très actives en santé-environnement qui ont produit leurs propres logiciels et bases de données mais surtout des valeurs toxicologiques de référence, qui les placent au rang des références dans l'étude des relations doses-réponses, au

côté des institutions américaines telles que l'ATSDR ou l'EPA. La France, malgré son engagement dans l'évaluation des risques sanitaires, ne s'est pas positionnée sur ce créneau.

Au Canada, la Province du Québec est de loin, la plus avancée du point de vue des pratiques d'évaluation du risque sanitaire. Au Québec, l'étude d'évaluation des risques sanitaires est intégrée dans l'étude d'impact environnemental qui doit accompagner la demande d'autorisation de construire une installation industrielle. La démarche d'évaluation du risque sanitaire, en quatre étapes, est bien détaillée du point de vue méthodologique. Sa mise en œuvre, cependant, reste exceptionnelle. Elle concerne exclusivement des projets de construction d'installations particulièrement dangereuses ou polluantes (épandage intensif de pesticides) et n'est pas appliquée aux installations existantes.

Elle est également utilisée pour les terrains contaminés, intervenant essentiellement en cas de litige sur le niveau de risque pour la santé ou l'environnement, préalablement évalué par comparaison avec des valeurs génériques.

Soulignons que des pays européens semblent avoir favorisé d'autres approches que l'ERS : le Royaume Uni a produit de remarquables études épidémiologiques en périphérie d'incinérateurs ou de décharges, l'Allemagne a développé d'importantes études de biomonitorage autour de sites de traitement de déchets industriels portant sur les végétaux (notamment le « chou frisé »), les animaux et les humains. Les pays montrant un intérêt pour l'évaluation des risques sanitaires comme la Suède, qui l'a intégrée dans sa réglementation, appliquent encore peu, en pratique, la démarche, faute de guide pratique et d'engagement politique harmonieux de l'ensemble des secteurs concernés (santé et environnement).

Le Japon qui présente un des parcs d'incinérateurs les plus denses a publié, comme la Corée, de nombreuses études sur le biomonitorage des dioxines, avec des évaluations de risques sanitaires. Ces études sont cependant tardivement disponibles en langue anglaise ce qui a été un élément restrictif d'exploitation.

Certains pays n'ont pas été pris en compte dans notre étude du fait d'un nombre insuffisant de données ou contacts disponibles : les pays du Sud de l'Europe, comme souvent sur le plan de la santé environnementale sont moins présents que les pays du Nord. Soulignons toutefois les excellentes études de biomonitorage des dioxines réalisées en Catalogne et les études épidémiologiques sur les cancers, étudiés en fonction de la distance à un site industriel dans la région de Trieste. Les trois pays que nous avons choisi d'investiguer ne doivent pas occulter l'intérêt et les particularités des autres pays pour l'évaluation des risques sanitaires.

Enfin, l'OMS a largement développé l'évaluation des risques sanitaires pour des substances chimiques par exemple dans l'eau ou les aliments, beaucoup moins pour les installations, avec la remarquable exception d'un document guide pour l'évaluation des risques sanitaires des décharges, faisant suite aux études épidémiologiques Eurohazcon. Cet organisme présente, indépendamment de toute pression publique ou réglementaire la description et la place de chacune des méthodes d'évaluation de l'impact sanitaire.

Au bilan, la France est incontestablement « à la pointe » (et même un peu à part) sur le plan international en matière d'évaluation des risques sanitaires et de ses applications à des installations industrielles, notamment de traitement des déchets. Cette position particulière semble en fait ignorée de la plupart des responsables privés ou publics, comme si la démarche d'évaluation des risques sanitaires « allait de soi ».

Il est à déplorer que la place de la France dans ce domaine, reconnue par les experts internationaux interrogés, ne soit pas confortée par une activité de publications scientifiques à l'image des connaissances et retours d'expérience dans cette voie très particulière de l'évaluation des risques sanitaires.

La plupart des pays et l'Union européenne considèrent l'évaluation des risques sanitaires davantage comme une approche à mettre en oeuvre en vue d'estimer le niveau de risque (faible, moyen, élevé) de situations particulières que comme une méthode produisant des résultats en terme d'incidence de pathologies dans la population. Ce qui semble-t-il était son objectif initial ?

La prédominance réglementaire de l'évaluation des risques sanitaires en France amène à y recourir, parfois avec l'intention de répondre à toutes les interrogations sanitaires, au dépend d'autres méthodes telles que l'épidémiologie ou la surveillance sanitaire, ce à quoi elle ne peut prétendre. La place de la France dans l'utilisation de l'évaluation des risques sanitaires doit donc être relativisée quant aux réponses qu'elle peut apporter.

SIGLES ET ACRONYMES

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

AFSSA : Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments

ASTEE : Association Scientifique et Technique pour l'Eau et l'Environnement (ex AGHTM : Association Générale des Hygiénistes et des Techniciens Municipaux)

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières

CERTU : Centre d'Etude et de Recherche dans les Transports Urbains

CET : Centre d'Enfouissement Technique

DDASS : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales

DGS : Direction Générale de la Santé

DRASS : Direction Régionale des Affaires Sanitaires et Sociales

ENSP : Ecole Nationale de Santé Publique

ERS : Evaluation du Risque Sanitaire

FNADE : Fédération Nationale des Activités de la DÉpollution

HAP : Hydrocarbure Aromatique Polycyclique

ICPE : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement

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

InVS : Institut de Veille Sanitaire

IRSN : Institut de Radioprotection et de Sûreté Nucléaire

LAURE : Loi sur l'Air et l'Utilisation Rationnelle de l'Energie

MATE : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement

MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable

RSD : Réseau Santé Déchets

UIOM : Usine d'Incineration d'Ordures Ménagères

ANNEXE

EVALUATION DES IMPACTS SANITAIRES DES FILIERES DE TRAITEMENT DES DECHETS : LES PRATIQUES AU NIVEAU INTERNATIONAL

I - Introduction

Les différentes pratiques ayant cours au niveau international en matière d'évaluation des impacts sanitaires des filières de traitement des déchets font l'objet d'une veille scientifique de la part du Réseau Santé Déchets (RSD) depuis 1992. Les publications scientifiques qui paraissent dans les différentes revues référencées dans les bases de données internationales sont regroupées dans une base bibliographique gérée par le RSD. La base et les analyses des publications effectuées par un réseau d'experts du RSD constituent le dispositif Info Santé Déchets et sont la source du bulletin périodique Info Santé-Déchets publié par le RSD depuis 1993.

Afin d'apprécier les impacts sanitaires des filières de traitement des déchets, vis-à-vis des travailleurs comme de la population générale, il est possible d'utiliser différentes approches.

La première consiste à mesurer des polluants (chimiques ou microbiologiques) dont le caractère dangereux est établi, dans les milieux, air, eau ou sol, au contact desquels l'homme peut se contaminer. Les concentrations des polluants mesurées seront comparées à des valeurs de références ou à des valeurs limites en milieu professionnel afin de déterminer s'il existe un risque pour la santé de la population exposée. Les valeurs obtenues pourront être utilisées pour l'évaluation de l'exposition des personnes dans le cadre d'approche d'évaluation du risque sanitaire comme un des éléments constitutifs de la dose d'exposition qui sera elle-même comparée à une dose de référence.

Les études présentes dans la base du RSD ayant mesuré des polluants chimiques dans les milieux au voisinage d'installation de traitement des déchets ou dans les ambiances de travail sont très nombreuses et ne seront pas évoquées dans le cadre de ce travail bibliographique.

Pour les polluants chimiques, nous avons privilégié les études d'exposition utilisant des indicateurs biologiques d'exposition (IBE) en population générale et chez les travailleurs. Ces indicateurs sont un bon reflet de l'exposition totale des sujets cependant ils ne permettent pas de distinguer les différentes sources d'exposition pour un polluant donné.

A côté des études d'exposition, les impacts sanitaires sont estimés par des études épidémiologiques d'une part, des études d'évaluation du risque sanitaire d'autre part.

Les études d'évaluation du risque sanitaire (ERS) relatives aux installations de traitement des déchets sont peu nombreuses et concernent principalement les dioxines. La démarche d'évaluation des risques sanitaires utilisée dans les études est présentée en introduction à ce rapport. Dans le cadre de ce travail bibliographique, après un bref rappel sur la mesure du

risque dans les études d'évaluation du risque sanitaire, nous ne ferons que citer les études qui apparaissent dans la base bibliographique du RSD.

Les études épidémiologiques relatives aux impacts sanitaires des filières de traitement des déchets sont assez nombreuses. Le type de ces études est variable selon la filière et selon la population étudiée, travailleurs ou riverains des installations.

Après un rappel sur les différents types d'études épidémiologiques utilisés et sur la mesure du risque dans ces études, nous présenterons les études relatives à la collecte et au tri des déchets qui concernent quasi exclusivement les travailleurs. Puis les rares études relatives au recyclage des déchets et au compostage.

Les études des travailleurs ou des riverains des installations d'incinération des déchets ménagers sont plus nombreuses. Celles relatives aux installations de stockage des déchets ménagers portent principalement sur les populations riveraines. Très peu d'études sont disponibles sur des installations d'incinération ou de stockage de déchets dangereux au sens où nous l'entendons en France.

Lors de la présentation des études, nous signalerons le pays dans lequel l'étude a été menée.

II - Les différents outils utilisés pour apprécier les effets sur la santé dans les études relatives aux installations de traitement des déchets ?

Dans le domaine des risques liés à l'environnement, les principaux outils utilisés pour mettre en évidence des impacts sur la santé des populations, travailleurs ou riverains des installations, appartiennent à deux grands domaines : les outils épidémiologiques d'une part, les outils d'évaluation des risques sanitaires d'autre part.

Les outils épidémiologiques s'appliquent à des populations existantes soumises à l'exposition étudiée. Dans le cadre des risques liés à l'environnement, en raison du peu de spécificité des troubles de santé considérés, de leur faible fréquence et de leur survenue différée par rapport au temps de l'exposition, les limites de l'approche épidémiologique sont rapidement atteintes.

L'épidémiologie n'est pas conçue comme outil de prévision de la relation entre des effets toxiques et l'exposition au contraire de la démarche d'évaluation des risques sanitaires qui utilise des outils de modélisation qui, en fonction des scénarios retenus, permettront de quantifier des risques sur les populations exposées. La démarche d'évaluation des risques sanitaires est présentée en introduction à ce rapport.

II 1 - Les outils épidémiologiques

a) Les différents types d'études épidémiologiques

Parmi les outils épidémiologiques fréquemment utilisés dans les études relatives aux impacts sanitaires des filières de traitement des déchets nous distinguerons :

- *les études transversales* qui sont des études à la frontière entre les études descriptives et les études étiologiques (recherchant les facteurs en cause dans l'apparition des effets observés). Elles sont conduites sur une durée en générale brève, visant à recueillir simultanément des données relatives à la maladie et à des facteurs de risque dans une population donnée. Les sujets inclus dans l'étude sont ceux qui sont présents au moment de l'enquête. Les sujets ne sont pas sélectionnés sur leur exposition (comme dans une étude de cohorte) ni sur leur maladie (comme dans une étude cas-témoins). Elles sont plus adaptées aux études d'effets aigus ou subaigus. En effet, dans l'étude des effets de longue durée, une sélection des sujets bien portants entraîne un biais très important (effet du travailleur sain ou « healthy worker effect » des auteurs anglo-saxons).

- *les études cas-témoins* sont des études où les sujets sont sélectionnés selon qu'ils présentent ou non la maladie. Ce type d'étude est plus rarement utilisé dans le domaine des risques de l'environnement. L'analyse portera sur la comparaison de la fréquence de l'exposition dans les deux groupes des malades (les cas) ou des non malades (les témoins ou « contrôles »).

- *les études de cohortes* sont également peu fréquentes. Ce sont des études où les sujets sont sélectionnés selon leur exposition. Un groupe de sujets exposés et un groupe témoin de sujets non (ou peu) exposés sont constitués. Les données de santé dans les deux groupes sont recueillies sur une période plus ou moins longue à partir de la date de constitution de la cohorte selon la nature de la maladie (la période est très longue dans le cas des maladies d'apparition retardée comme les cancers). La fréquence de la maladie sera comparée entre les deux groupes après la période d'exposition choisie.

Une autre catégorie d'études s'intéresse aux variations dans le temps ou dans l'espace des indices de morbidité ou de mortalité afin de fournir des indications sur les phénomènes de santé dans la population. Elles sont bien adaptées à l'étude des impacts sanitaires liés aux risques de l'environnement et de ce fait fréquemment utilisées par les auteurs malgré les limites méthodologiques qu'elles présentent pour mettre en évidence un lien entre facteur de risque environnemental et impact sanitaire.

La description de la répartition géographique d'une pathologie (incidence ou mortalité) constitue *l'épidémiologie spatiale ou géographique*. Les variables étudiées sont définies au niveau d'un groupe d'individus caractérisés par leur appartenance à une entité géographique (les données sont des données agrégées). Dans *les études dites de corrélations géographiques*, le but est de décrire les relations entre les variations géographiques d'une pathologie et celles d'une exposition à un facteur particulier. Les situations où l'exposition ne peut être mesurée qu'avec une imprécision large et incontrôlable au niveau individuel, mais qui apparaît homogène dans une zone géographique donnée, sont celles qui peuvent bénéficier des apports de l'épidémiologie spatiale. Les études spatiales ont un avantage certain sur les études étiologiques en terme de coût et de rapidité d'exécution. Cependant, si les données d'exposition environnementales peuvent être nombreuses (qualité de l'air, de l'eau...), elles coïncident rarement avec le groupe de population étudiée, le niveau de recueil des statistiques de santé ou la période d'étude.

b) La mesure du risque dans les études épidémiologiques

Pour apprécier le niveau du risque divers indicateurs sont utilisés dans les études épidémiologiques. Il s'agit en premier d'évaluer la fréquence de la maladie dans la population. La mesure de la fréquence s'exprimera par *la prévalence* (nombre de malades/nombre de sujets présents) ou par *l'incidence cumulée* (nombre de nouveaux cas de malades/nombres de sujets non malades au début de la période étudiée).

La mesure du risque relatif (RR) constitue le deuxième temps dans le calcul du risque en épidémiologie. Il s'agit de calculer le rapport de l'incidence de la maladie chez les sujets exposés au risque considéré à l'incidence de la maladie chez les sujets non exposés. Le risque relatif est une quantification commode de l'effet éventuel du facteur étudié. En l'absence d'effet, on s'attend à observer un risque relatif $RR=1$, aux variations d'échantillonnage près.

II 2 - Les outils d'évaluation du risque sanitaire

a) La démarche d'évaluation du risque sanitaire

Le processus en place dans les études d'évaluation des risques sanitaires comporte trois étapes préliminaires ; *l'identification du danger* (déterminer si un produit chimique a des effets [sous-entendu nocifs] sur la santé ; *l'évaluation de la relation dose-réponse* (déterminer la relation entre le niveau de l'exposition et la probabilité d'apparition de l'effet négatif en question) ; *l'évaluation de l'exposition* (déterminer le niveau de l'exposition humaine, dans différentes conditions).

Les deux premières parties de la démarche sont de nature toxicologique. Leur objectif est d'identifier, pour une substance chimique et une voie d'exposition données, l'effet sanitaire lié à un contact chronique et l'indice permettant de prévoir la probabilité de sa survenue en fonction de la dose administrée. Mise en relation avec l'estimation quantifiée de l'exposition, cet indice ou valeur toxicologique de référence (VTR) permet de caractériser le risque sanitaire.

Les valeurs de référence communément employées par les évaluateurs de risque sont établies par des agences internationales.

Concernant les substances non cancérogènes (qui exercent leur effet lorsqu'un certain niveau de dose d'exposition est atteint en dessous duquel aucun effet ne devrait survenir), pour une exposition orale ou cutanée, l'indice est appelé « dose journalière admissible » (D.J.A.) et s'exprime en mg/kg.j (milligramme de substance chimique par kilogramme de poids corporel et par jour). Elle correspond à la quantité de toxique, rapportée au poids corporel, qui peut être théoriquement administrée à un individu (issu d'un groupe sensible ou non), tous les jours de sa vie, sans provoquer d'effet nuisible.

Pour la voie respiratoire, il est convenu d'utiliser la « concentration admissible dans l'air » (C.A.A.) qui s'exprime en mg ou $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (milligramme ou microgramme de substance chimique par mètre cube d'air ambiant). Elle définit la teneur maximale en toxique de l'air ambiant qu'un individu (issu d'un groupe sensible ou non) peut théoriquement inhaler, tous les jours de sa vie, sans s'exposer à un effet nuisible.

Dans la littérature anglo-saxonne, d'autres dénominations sont utilisées comme valeur toxicologique de référence. Elles équivalent à ce qui vient d'être décrit :

L'U.S.-E.P.A. parle de « dose de référence » ou « référence dose » abrégée sous les sigles RfD quand il s'agit d'une valeur pour la voie orale et de « concentration de référence » ou « reference concentration » abrégée en RfC pour la voie respiratoire.

L'A.T.S.D.R. parle de « niveau de risque minimal » ou « minimal risk level » abrégé sous le sigle M.R.L. qui vaut aussi bien pour la voie respiratoire que la voie orale.

Pour certains composés, notamment ceux pour lesquels les apports alimentaires se répartissent sur une période plus longue que la journée, les instances nationales et internationales ont construit la notion de « Dose Hebdomadaire Tolérable » ou D.H.T.

Concernant les effets cancérogènes (non régi par un phénomène de seuil et susceptible d'apparaître quelque soit la dose d'exposition), on se réfère à un excès de risque unitaire (E.R.U.) de cancer. L'E.R.U. est la probabilité supplémentaire - par rapport à un sujet non exposé - qu'un individu a de contracter un cancer s'il est exposé toute sa vie à 1 unité de dose de toxique.

Pour les voies orale et cutanée, l'E.R.U._o ou c est l'inverse d'une dose et s'exprime en (mg/kg.j)⁻¹. Il fournit la probabilité individuelle de contracter un cancer pour une dose vie entière égale à 1 mg/kg.j de produit toxique.

Pour la voie respiratoire, l'E.R.U._r, est l'inverse d'une concentration dans l'air et s'exprime en (µg/m³)⁻¹. Il représente la probabilité individuelle de contracter un cancer pour une concentration de produit toxique de 1 µg/m³ dans l'air inhalé par un sujet pendant toute sa vie.

b) La mesure du risque dans les études d'évaluation du risque sanitaire

Dans les études d'évaluation du risque sanitaire, l'indicateur de risque utilisé sera différent selon le type d'effet attendu (cancérogène ou non).

Pour les effets non cancérogènes, un indice de risque (I.R.) est calculé en faisant le rapport entre la dose moyenne journalière totale, ou la concentration moyenne totale dans l'air pour la voie respiratoire, et la valeur toxicologique de référence pour la voie d'exposition considérée (orale ou cutanée). Un I.R. inférieur à 1 signifie que la substance chimique ne devrait pas altérer la santé des personnes exposées. Un IR supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer sans qu'il soit possible de prédire la probabilité de survenue de cet évènement. Le résultat est ici qualitatif.

Pour les effets cancérogènes, l'évaluation est véritablement quantitative. La probabilité d'occurrence du cancer pour la vie entière des sujets exposés, qui vient s'ajouter au risque de base non lié à cette exposition, est appelé excès de risque individuel (E.R.I.) : elle est calculée pour chaque voie d'exposition en multipliant l'E.R.U. par la dose moyenne journalière totale « vie entière » ou la concentration moyenne « vie entière » dans l'air.

Le calcul de l'excès de risque collectif (E.R.C.) de cancer est obtenu en multipliant l'E.R.I. par l'effectif du groupe des personnes soumises à l'exposition étudiée.

III - Le cas particulier des microorganismes

III 1 - Les microorganismes dans les déchets ménagers

Le milieu des déchets est un milieu particulièrement marqué par la présence de microorganismes, d'une part parce que le déchet lui-même est contaminé (contamination d'origine fécale - par exemple, par les couches jetables... -, contamination par des germes pathogènes - déchets de soins, mouchoirs en papier... -, contamination par des germes opportunistes ou environnementaux - nourriture, papier, déchets verts... -) d'autre part parce qu'il offre un milieu favorable à la prolifération de certains de ces micro-organismes (supports organiques riches, température, conditions d'aérobiose ou d'anaérobiose particulières) [SFSP, 1999].

Les microorganismes retrouvés varient quantitativement et qualitativement en fonction du type de déchets (déchets ménagers, déchets de soins, déchets de jardins...), du pH, de la température extérieure et du mode de stockage initial, puis du traitement de ces déchets. Deux types de micro-organismes sont cependant particulièrement caractéristiques. Il s'agit des bactéries Gram négatif et des champignons de type *Aspergillus* ou *Penicillium*.

Les déchets sont susceptibles de contenir des virus pathogènes (coxsackie, rotavirus, échovirus, poliovirus...) notamment du fait des couches jetables. Cependant, dans la plupart des études réalisées sur les ordures ménagères, les auteurs n'ont pu mettre en évidence la présence de virus [SFSP, 1999]. Les champignons tendent à proliférer dans les déchets, à partir des spores présentes dans certains déchets organiques (papier recyclé, déchets de jardins...). Les levures, type *Candida albicans*, sont également fréquemment retrouvées dans les déchets.

III 2 - Les effets sanitaires liés à l'exposition aux microorganismes

Les microorganismes peuvent exercer leurs effets suivant plusieurs mécanismes :

- un mécanisme infectieux pour certains micro-organismes dont la voie de transmission est l'air (ce mécanisme concerne principalement *Aspergillus fumigatus*).
- un mécanisme d'irritation ou d'inflammation locale qui peut être dû à de nombreux composants associés aux micro-organismes (endotoxines, protéases, (1-3) β -D-glucanes et mycotoxines),
- un mécanisme immuno-allergique : les mêmes cellules étant impliquées dans ce mécanisme, la distinction n'est pas très claire avec le mécanisme précédent.

Différents types de pathologies respiratoires peuvent être dues à l'une ou l'autre des espèces de microorganismes présents dans les déchets [SFSP, 1999].

Les actinomycètes peuvent déclencher des inflammations d'origine allergique, notamment au niveau des alvéoles pulmonaires (connues sous le nom de "poumon du fermier"). Les bactéries Gram négatif et les champignons peuvent également être responsables de pneumonies d'origine allergique [SFSP, 1999]. La valeur d'un seuil de sensibilisation n'a pas été établie mais, pour certains auteurs, l'exposition à une concentration supérieure à 10^6 cfu/m³ augmenterait le risque de broncho-alvéolite-allergique-extrinsèque (BAAE).

Les champignons type *Aspergillus* ou *Penicillium* sont parmi les agents les plus allergisants et peuvent être responsables d'asthme professionnel. *Aspergillus* peut être responsable d'aspergillose invasive chez le sujet immunodéprimé et d'aspergillome chez les personnes porteuses de cavités séquellaires pulmonaires.

Les spores de champignons sont responsables de rhinite allergique, d'asthme, de bronchoalvéolite allergique extrinsèque et, pour *Aspergillus*, d'aspergillose bronchopulmonaire allergique.

Selon leur origine, les déchets contiennent un certain nombre de microorganismes d'origine entérique. Il s'agit de bactéries, de virus et de parasites. Parmi ceux-ci, certains sont pathogènes par voie digestive (*Salmonella*). Les virus et les bactéries pathogènes pour le système digestif peuvent être responsables de troubles digestifs chez les travailleurs de la filière déchets (nausées, diarrhées). Il semblerait que ces troubles soient plus fréquents chez les personnes ayant peu d'ancienneté, et disparaissent par la suite. Les endotoxines peuvent également être responsables de troubles digestifs du même type, associés à des troubles généraux (mal de tête, fatigue, etc...). Ces différentes pathologies ont été observées essentiellement chez des ouvriers de la collecte des déchets du tri, des centres de stockage ou des stations de traitement des eaux usées [SFSP, 1999].

Les microorganismes présents dans les déchets sont susceptibles d'être à l'origine d'infections cutanées ou ORL. Les manifestations ORL ou oculaires peuvent être également dues à l'action allergisante des champignons. Par ailleurs, il faut noter que toute effraction cutanée peut être une voie d'entrée particulièrement efficace pour les micro-organismes (hépatite virale par exemple).

Les endotoxines sont des constituants de la paroi des bactéries Gram négatif qui sont libérées lors de la lyse et de la multiplication de celles-ci. Les endotoxines exercent un effet inflammatoire sur les voies aériennes supérieures et les muqueuses (irritation des yeux, de la gorge, toux sèche et possible développement d'une hyper réactivité bronchique non spécifique). Pour des niveaux élevés d'exposition, elles peuvent induire un syndrome toxique de la poussière organique (ODTS) appelé aussi fièvre d'inhalation (syndrome pseudo grippal avec fièvre, frissons, fatigue, malaise, maux de tête, douleurs musculaires et articulaires). Les endotoxines sont également responsables d'un syndrome d'obstruction réversible des voies aériennes comparable à l'asthme. L'exposition chronique peut entraîner une bronchite chronique [Deloraine, 2002].

Les seuils d'apparition des symptômes liés à l'exposition aux endotoxines sont de : 10 ng/m³ pour les signes d'inflammation des voies aériennes, 100 ng/m³ pour les effets généraux (bronchoconstriction, potentialisation de l'asthme), 200 ng/m³ pour l'ODTS. Une valeur limite d'exposition de 4,5 ng/m³ a été proposée au Pays-Bas.

Les mycotoxines sont des métabolites secondaires élaborés, dans certaines conditions, par certains champignons microscopiques notamment *Aspergillus*, *Trichocetium*, *Penicillium* et *Fusarium*. Par ingestion, certains de ces composés sont cancérogènes (aflatoxines, ochratoxines), embryotoxiques (aflatoxines) immunotoxiques (fumonisines et trichothécènes, gliotoxines), hépatotoxiques et neurotoxiques. Leurs effets par inhalation sont moins bien connus [Deloraine, 2002].

Les glucanes sont des polysaccharides que l'on trouve dans les parois cellulaires de plantes (avoine, orge) et de microorganismes (champignons, certaines bactéries et actinomycètes). *Actinomyces*, *Streptomyces* et de nombreux champignons produisent des glucanes. Les (1→3) β-D-glucanes dont la principale source est la paroi cellulaire des champignons ont les plus puissants effets immunobiologiques [Deloraine, 2002].

IV – Evaluation des impacts sanitaires liés à la collecte et au transport des déchets ménagers

IV 1 - Les études relatives à l'exposition

a) L'exposition des travailleurs

L'exposition des travailleurs aux poussières et aux microorganismes a fait l'objet de plusieurs études principalement dans les pays du nord de l'Europe.

Les concentrations en poussières mesurées chez les travailleurs de la collecte des déchets étaient généralement bien inférieures à la valeur limite d'exposition pour le milieu professionnel du Danemark (3 mg/m³) [Nielsen, 1997].

Il n'existe pas de valeurs limites d'exposition officielles en ce qui concerne la contamination aérienne au poste de travail. Cependant, les valeurs suivantes ont été proposées [SFSP, 1999] : 500 à 1 000 cfu/m³ pour les bactéries Gram négatif, 500 cfu/m³ pour les champignons (cfu : colony forming unit (unités formant colonies), 50 ng/m³ pour les endotoxines.

Lors du déchargement des camions sous bâtiment les concentrations atmosphériques moyennes en bactéries et champignons dépassent les valeurs limites d'exposition proposées [Nedellec, 2002]. Il en est de même pour les travailleurs de la collecte des déchets au Danemark [Nielsen, 1997]. Les niveaux les plus élevés sont observés en été [Nielsen, 2000]. Pour les champignons cultivables, les concentrations moyennes étaient de 10⁴ à 10⁵ cfu/m³ et de 10³ à 10⁴ cfu/m³ pour les bactéries [Nielsen, 1997].

Dans ce pays, les concentrations en endotoxines mesurées chez des travailleurs de la collecte des déchets varient de 0 à 100 EU/m³ pour tous les types de déchets, ce qui est inférieur au niveau de 10 ng/m³ (soit 120 à 150 EU/m³) considéré comme sans effet [Nielsen, 1997].

La collecte de vieux papiers (en sacs, en poubelles ou en containers) est génératrice de niveaux d'endotoxines aussi élevés que la collecte des ordures ménagères [Ivens, 1999]. La collecte des ordures ménagères en sacs est responsable d'un niveau d'endotoxines plus faible que les collectes en containers ou poubelles.

En Suède, l'exposition aux endotoxines est similaire chez des éboueurs de déchets compostables et chez des éboueurs de déchets bruts, et dans tous les cas inférieure à ce qui est suggéré comme valeur guide de sécurité (déchets triés : 0,1 - 1,2 ng/m³; déchets bruts : 0,3 - 1,2 ng/m³) [Thorn, 1998].

Dans ce pays, l'exposition des ouvriers de la collecte des déchets compostables au (1→3) β-D-glucane est significativement plus importante (10,8 - 36,4 ng/m³) que celle des éboueurs de déchets bruts (2,0 - 13,7 ng/m³) et que celle des témoins (0 - 5,9 ng/m³) [Thorn, 1998]. Les concentrations en 1-3 β-D glucanes sont plus élevées durant la saison chaude [Thorn, 2001].

b) L'exposition de la population générale

Elle est moins documentée que celle des travailleurs.

Les concentrations mesurées dans le milieu extérieur étaient toujours plus basses que celles retrouvées dans les prélèvements des salariés chargés de la collecte des déchets en Suède [Nielsen, 1997].

Aux Pays-Bas, les niveaux de biocontaminants (endotoxines, polysaccharides, glucanes notamment) sont plus importants dans les domiciles possédant une poubelle pour les déchets organiques [Wouters, 2000].

IV 2 - Les études épidémiologiques et les pathologies rencontrées chez les travailleurs de la collecte des déchets.

Les salariés chargés de la collecte des ordures ménagères sont exposés à différents types de risques : des risques physiques liés à la conduite, l'accrochage des bacs, le renversement des bacs [Dorevitch, 2001]. Les glissades et les chutes sont fréquentes. Les collecteurs sont également soumis à des gestes répétitifs, aux intempéries ainsi qu'aux radiations solaires.

Les études menées au Danemark indiquent que les ouvriers de la collecte sont soumis à des contraintes rachidiennes du fait des efforts de manutention des charges lourdes [Poulsen, 1995a]. Parmi les différentes actions (pousser ou tirer un container, lever et porter des sacs), c'est lors du soulèvement manuel de charges que les contraintes sur la moelle épinière sont les plus fortes chez les travailleurs de la collecte [Schibye, 2001]. Chez ces travailleurs, les lombalgies sont fréquentes et seraient à l'origine de 30% des absences aux USA [Dorevitch, 2001].

Au Danemark, les accidents touchent plus fréquemment les collecteurs d'OM, puis les personnels de l'entretien du matériel. Entre 1989 et 1992, l'incidence annuelle des accidents du travail pour les travailleurs de la collecte des ordures ménagères (OM) a été de 99/1000 salariés alors qu'elle était de 17/1000 pour les salariés en général [Ivens, 1998]. Le risque accru d'accident chez les travailleurs de la collecte a été mesuré (RR = 5,6 IC 95 % [5,4-5,9]) [Poulsen, 1995a].

En Floride, le taux d'incidence des accidents du travail dans l'ensemble de la population salariée est restée stable entre 1993 et 1997 (entre 1 et 2 accidents/100 salariés/an), alors que ce taux d'incidence a plus que doublé sur la même période pour les travailleurs traitant des ordures ménagères passant de 4,5 accidents/100 travailleurs/an à plus de 7 accidents/100 travailleurs/an [An, 1999]. La fréquence des accidents du travail est 10 fois supérieure chez les collecteurs d'ordures ménagères par rapport au taux moyen américain. Entre 1992 et 1997, la fréquence des accidents mortels dans cette catégorie professionnelle est de 46/100 000, ce qui représenterait un risque de décès de 20/1 000 au cours d'une vie professionnelle [Dorevitch, 2001].

Selon les études menées au Danemark, les risques d'exposition au VIH ou aux hépatites B et C sont plus faibles chez les collecteurs d'ordures ménagères que chez les salariés collectant des déchets médicaux [Poulsen, 1995a, Dorevitch, 2001]. Elles indiquent également que les éboueurs pourraient être exposés simultanément à de multiples agents biologiques, bactéries, endotoxines, moisissures, ainsi qu'à des COV et des particules diesels.

Dans ce même pays, les troubles respiratoires (allergique RR = 2,6 [1,8 – 3,9]), et, chez les ouvriers chargés des déchets biodégradables, des symptômes en rapport avec l'exposition à des poussières organiques ont été relevés [Poulsen, 1995a]. Les troubles respiratoires sont plus fréquents chez les salariés chargés de la collecte des déchets que chez des salariés travaillant en extérieur sur des parkings (PPR = ratio proportionnel de prévalence ajusté) (PPR toux = 1,3, PPR démangeaison nasale = 1,9, PPR asthme = 1,4, PPR bronchite chronique = 2,3) [Hansen, 1997].

La prévalence des symptômes respiratoires est plus élevée chez les éboueurs effectuant la collecte sélective ou la collecte non sélective de déchets ménagers au Pays-Bas (PR toux grasse = 2,6, PR démangeaison nasale ou éternuement = 2,9) (moyenne géométrique pour les concentrations en poussières = 0,58 mg/m³, 39 EU/m³ pour les endotoxines, et 1,3 µg/m³ pour les β(1→3)-glucanes) que chez salariés témoins [Wouters, 2002].

Au Danemark, des irritations des yeux et de la peau ont été observées chez les ouvriers chargés de la collecte des déchets [Poulsen, 1995a]. Mais le risque de pathologie cutanée n'a jamais été bien quantifié ; il pourrait être de 1,3/1 000 par an avec un RR par rapport à d'autres professions de 1,6 [1,2-2,0]. La fréquence des pathologies pulmonaires allergiques semble augmentée chez ces travailleurs [Dorevitch, 2001].

Différentes études ont montré une augmentation de la fréquence des signes gastro-intestinaux en lien avec les bioaérosols et les endotoxines [Dorevitch, 2001]. Pour les troubles gastro-intestinaux, le risque a été mesuré chez les éboueurs au Danemark (RR = 2,8 IC95% [1,3 – 6,3]) [Poulsen, 1995a]. Le ratio proportionnel de prévalence (PPR) est significativement supérieur à 1 chez les videurs de poubelles par rapport aux autres employés de la collecte des ordures ménagères ou qu'un groupe de sujets témoins (PPR nausée = 1,40 [1,08-1,81], PPR diarrhée = 1,76 [1,37-2,28]) [Ivens, 1997]. En Suède, une proportion plus importante

d'éboueurs chargés de la collecte de la part compostable des déchets que de témoins rapporte des symptômes de diarrhées [Thorn, 1998]. Nausées et diarrhées sont, pour les auteurs, des indicateurs de contamination importante par les champignons de type *Aspergillus* et par les bactéries Gram négatif. Les nausées sont en relation avec des niveaux élevés d'endotoxines (ORP = 1,6) par rapport à des employés municipaux danois considérés comme témoins [Ivens, 1999]. La fréquence des troubles gastro-intestinaux décroît avec la baisse des niveaux de pollution aux micro-organismes.

Une proportion plus importante d'éboueurs suédois chargés de la collecte de la part compostable des déchets que de témoins rapporte des symptômes de diarrhées, de congestion nasale et de fatigue inexplicable. Le nombre de lymphocytes sanguins était plus élevé chez les éboueurs (corrélation avec les niveaux de glucane) [Thorn, 1998].

V – Evaluation des impacts sanitaires liés au tri et au recyclage des déchets

V 1 – Les études relatives à l'exposition dans les centres de tri et de recyclage

Selon une revue des études publiées, principalement dans les pays du Nord de l'Europe, le déversement des ordures ménagères expose les salariés à un très large spectre d'agents microbiologiques (bactéries, champignons, endotoxines et mycotoxines), des poussières minérales ou organiques, des composés organiques volatils (COV) et d'autres produits chimiques. Les teneurs atmosphériques en poussières totales sont assez importantes (jusqu'à 37 mg/m³) lors des déversements d'OM sous bâtiment. Les concentrations en COV à l'intérieur des centres de tri d'OM sont relativement élevées. Les opérations les plus émettrices de microorganismes sont le tri des déchets puis le déchargement des camions [Nedellec, 2002].

Dans une étude danoise, l'activité pro-inflammatoire des poussières collectées sur le sol et dans l'air d'entreprises assurant le tri du courrier, des vieux papiers, de bouteilles usagées et des ordures ménagères est appréciée par la mesure de la sécrétion in vitro d'interleukine 8 (IL-8) par des cellules épithéliales pulmonaires. Une augmentation de la sécrétion d'IL8 est observée lors de l'exposition des cellules cultivées aux poussières, jusqu'à des concentrations de l'ordre de 1 à 3 mg.ml⁻¹ [Allermann, 2000].

En Finlande, les concentrations en moisissures (médiane 10⁵ cfu/m³ vs 10³ cfu/m³), bactéries totales (10⁵ cfu/m³ vs 10⁴ cfu/m³) et bactéries Gram négatif (6.10⁴ cfu/m³ vs 0 cfu/m³) sont plus élevées dans l'air d'un centre de valorisation des OM par production de biogaz que dans les autres activités (stockage ou collecte). Le local de broyage des OM est le plus contaminé [Kirivanta, 1999].

Au Canada, les concentrations en bactéries totales atteignent et dépassent le niveau recommandé pour huit heures par l'ACGIH (10 000 CFU/m³) dans deux centres de tri et de recyclage de déchets ménagers étudiés sur 3. Les taux des bactéries gram-négatif sont toujours inférieurs à la valeur préconisée de 1 000 CFU/m³ sur 8 heures à l'exception d'une mesure effectuée dans un secteur du tri (3 200 CFU/m³). Les moisissures sont en concentrations nettement supérieures en été où les niveaux dépassent le taux de 10 000

CFU/m³ dans 2 centres sur 3. Les taux de particules totales sont en dessous de la norme de 10 mg/m³ recommandée par l'ACGIH (soit 250 fois les objectifs de qualité de l'air de l'Union européenne pour la population générale !) [Lavoie, 2001].

Dans un centre de traitement des déchets non organiques de Finlande, les concentrations moyennes mesurées dans le hall de déchargement des déchets pendant l'activité, pour les bactéries, les moisissures et les actinomycètes sont supérieures d'au moins une puissance de 10 à celles obtenues lorsque le travail est interrompu. Les concentrations en endotoxines s'étendent de 4,7 à 1 000 ng.m⁻³ et dépassent le plus souvent les valeurs seuils proposées alors que les concentrations en poussières avec une moyenne de 0,9 mg.m⁻³ restent en deçà des valeurs de référence [Tolvanen, 2001].

Les concentrations moyennes en COV atteignent 2 850 µg/m³ dans un local de broyage des OM alors qu'elles ne sont que de 640 µg/m³ sur les décharges. Environ 250 composés ont été identifiés mais aucun ne dépasse les valeurs limites recommandées en Finlande [Kirivanta, 1999]. Des polluants (CO₂, CO, NO et NO₂) sont mesurés à des taux allant de 50% à 100% des normes professionnelles du Canada [Lavoie, 2001].

Les niveaux sonores diffèrent d'un centre à l'autre étudié au Canada, 83/84 dB(A) pour le centre 1, 94/97 dB(A) pour le centre 2 et 85/88 dB(A) pour le 3^{ème} centre. Le risque de surdité professionnelle est plus important au-delà de 85 dB(A) [Lavoie, 2001]. Les niveaux sonores moyens excèdent quant à eux le seuil de 85 dBA et des valeurs maximales supérieures à 100 dBA ont été relevées en Finlande [Tolvanen, 2001].

V 2 - Les études épidémiologiques et les pathologies observées chez les travailleurs chargés du tri et du recyclage des déchets

Selon une publication française, les deux principaux risques accidentels auxquels sont soumis les ouvriers en charge du tri des déchets sont les lésions musculaires (l'ouvrier effectue entre 1 200 et 2 500 gestes par heure, selon qu'il trie en mode bilatéral ou en mode frontal) et les contaminations, essentiellement par piqûre ou coupure [Miquel, 1999].

Dans un centre de tri français, les postes de tri des encombrants et de tri des collectes sélectives près du point de chute des refus sont les plus exposés au bruit [Duclos, 1998].

Selon les auteurs danois, les troubles rencontrés par les travailleurs du tri des déchets sont peu spécifiques (troubles d'irritation des yeux et des voies aériennes supérieures, troubles respiratoires, troubles digestifs) [Poulsen, 1995b]. Ils présenteraient un risque accru de présenter des troubles respiratoires par rapport à des travailleurs témoins notamment un risque accru de syndrome toxique des poussières organiques (ODTS) (oppression thoracique OR = 5,4 [2,0 – 14,6], ODTS OR = 17,2 [1,9 – 158,5]) [Sigsgaard, 1994].

Dans les usines de recyclage des déchets, l'irritation des yeux et des voies aériennes supérieures s'ajoute aux troubles pulmonaires et gastro-intestinaux rencontrés chez les autres catégories de travailleurs des déchets [SFSP, 1999]. Une enquête canadienne a mis en évidence une fréquence particulière de douleurs des membres supérieurs et du dos chez 20 salariés volontaires [Lavoie, 2001].

VI - Les impacts sanitaires liés au compostage des déchets ménagers

VI 1 - Les études d'exposition

L'exposition des travailleurs a été assez largement documentée par les nombreuses études conduites notamment en Europe du nord.

Les concentrations en microorganismes observées dans l'air ambiant aux postes de travail d'un site de compostage en Finlande sont très élevées et supérieures aux préconisations du ministère finlandais de la santé [Tolvanen, 1999]. Les espèces isolées sont parmi les plus allergisantes (*Aspergillus*, *Penicillium* et actinomycètes).

Dans l'atmosphère des usines, les concentrations en bactéries Gram négatifs (des genres *Klebsiella*, *Proteus*, *Xanthomonas* et *Serratia*) sont élevées (10^3 cfu/m³) [Deloraine, 2002].

Les espèces de champignons mésophiles et thermophiles (*Aspergillus*, *Cladosporium*, *Fusarium*, *Mucor*, *Penicillium* et *Rhizopus*) sont présentes à des concentrations élevées dans l'air des usines de compostage (10^3 à 10^4 cfu/m³) particulièrement au déversement des déchets, au broyage et lors du retournement des andains [Deloraine, 2002].

Dans les sites de compostage de biodéchets en Allemagne, le risque toxique lié aux mycotoxines produites par *A. fumigatus* peut exister lorsque de fortes teneurs en spores sont observées ($> 10^7$ cfu/m³) [Fischer, 1999].

Dans les ambiances des usines au Canada, les concentrations en actinomycètes sont élevées. A distance des usines (300 m en amont et 100 m en aval), les concentrations sont très faibles (< 60 cfu/m³) voire indétectables [Lavoie, 1997].

Les endotoxines sont mesurées à des taux parfois très élevés dans les usines de compostage de déchets verts au Danemark (> 50 ng/m³) [Rahkonen, 1992b ; Nielsen, 1997].

En Finlande, les niveaux en poussières respirables sont élevés (jusqu'à 80 % des particules mesurées) dans le tunnel de compostage et la cabine des pelles [Tolvanen, 1999].

Parmi les COV mesurés dans l'air d'un site de cocompostage des USA (OM et boues de STEP), seul le toluène est détecté à des valeurs basses comparativement aux valeurs d'exposition admises en France pour l'atmosphère des lieux de travail [Kim, 1995]. Les niveaux d'acide carboxylique (responsable d'odeurs), d'esters et de terpènes mesurés dans un site de compostage n'atteignent pas les VME finlandaises [Tolvanen, 1999].

VI 2 - Les études épidémiologiques et les pathologies observées chez les travailleurs

Les troubles présentés par les travailleurs du compostage sont moins documentés que leur exposition.

Dans les usines de compostage, les ouvriers présentent des manifestations sévères comme de l'asthme, et des cas d'aspergillose pulmonaire sont constatés [SFSP, 1999].

La plupart des observations de choc toxique aux poussières organiques ou de pneumopathie d'hypersensibilisation ont été faites chez des travailleurs exposés à des niveaux très élevés d'endotoxines ou des poussières organiques (notamment les usines de compostage) [SFSP, 1999]. Par contre, une altération de la fonction respiratoire a été observée dès le niveau de 10 ng/m³ d'endotoxines, concentration qui peut être observée ponctuellement aux divers stades du traitement des déchets.

Selon les auteurs danois, dans les usines de tri, les ouvriers souffrent de troubles pulmonaires et gastro-intestinaux auxquels s'ajoute une irritation des yeux et des voies aériennes supérieures. Ils présentent parfois des manifestations plus sévères comme de l'asthme et des cas d'aspergillose pulmonaire [Poulsen, 1995b].

Les germes fécaux identifiés dans les produits de départ du compost sont responsables de troubles gastro-intestinaux pour une exposition par voie orale. La question d'une possible contamination digestive après inhalation par phénomène de déglutition a été posée. Les symptômes gastro-intestinaux (nausées, diarrhées ou vomissements) sont apparus beaucoup plus fréquents dans un groupe de travailleurs du compostage de déchets verts danois (OR = 7,5 [1,2 – 48,1]) que chez les salariés d'une usine de traitement d'eau [Poulsen, 1995b]. Les salariés des centres de compostage allemands présentent significativement plus de nausées que les salariés de la collecte des déchets organiques, et surtout plus que les salariés témoins [Bünger, 2000].

En Allemagne, les salariés des centres de compostage présentent significativement plus de symptômes respiratoires (trachéobronchites, sinusites...), de symptômes cutanés, ou de nausées que les salariés de la collecte des déchets organiques, et surtout plus que les salariés témoins [Bünger, 2000]. Aux Pays-Bas, les concentrations en marqueurs d'inflammation des voies respiratoires hautes (myéloperoxydase, IL 8, oxyde nitrique, ECP) prélevés par lavage nasal sont plus élevées chez les employés du centre de compostage de déchets issus de centres de tri urbains par rapport aux témoins avant la prise de poste, notamment chez les travailleurs exposés aux concentrations en endotoxines les plus importantes [Douwes, 2000].

Dans le compostage, le risque lié aux virus en milieu professionnel n'a pas été étudié.

VII - Les impacts sanitaires liés à l'incinération des déchets

VII 1 - Les études d'exposition

a) L'exposition des travailleurs des UIOM

Quelques études portent sur la mesure d'indicateurs biologiques d'exposition (IBE) chez des travailleurs. Les plus nombreuses concernent la mesure des dioxines dans le sang de sujets exposés.

Le rapport de la SFSP faisait état des quelques études qui se sont intéressées à doser les polluants ou leurs métabolites dans les milieux biologiques chez des travailleurs [SFSP, 1999]. L'avantage de ces mesures biologiques est qu'elles intègrent la totalité de la dose reçue par le salarié tant par la voie respiratoire que par la voie cutanée. Ces études montrent l'existence fréquente d'une augmentation des concentrations sanguines ou urinaires de certains composés chimiques (exemple : le plomb) chez les salariés des unités d'incinération par rapport à des salariés non exposés [Malkin, 1992 ; Angerer, 1992]. Cependant cette augmentation paraît toujours très inférieure aux normes admises en Allemagne pour les travailleurs, ou même aux normes applicables à la population générale [Wrbitzky, 1995]. Chez les salariés des unités d'incinération des USA, les concentrations sont plus basses que celles mesurées chez les salariés d'industries spécifiques [Pedersen, 1995].

En France, les concentrations urinaires en métaux et en composés organiques ont été mesurées chez 29 travailleurs de 2 UIOM et 17 témoins [Maitre, 2003]. Les valeurs (As, Cd, Cr, Mn, Ni) sont inférieures aux indicateurs biologiques d'exposition (BEI) français pris pour référence. L'arsenic présente les valeurs les plus proches du BEI (65%). Pour les composés organiques, les taux des métabolites urinaires sont très inférieurs aux BEI.

La concentration sanguine en plomb est plus élevée dans le groupe des travailleurs exposés de la maintenance et du traitement des effluents de 3 UIOM que chez les témoins ($9,11 \pm 5,5$ $\mu\text{g}/100$ ml vs $6,32 \pm 3,4$ $\mu\text{g}/100$ ml ; $p < 0,05$) [Hours, 2003].

Le niveau d'exposition biologique aux dioxines et furanes exprimés en I-TEQ (Toxique équivalent) n'a pas été trouvé plus élevé, dans les urines des travailleurs des incinérateurs en Allemagne, que parmi des sujets non exposés, bien que la répartition des différents congénères soient très différentes (présence importante d'octochlorodioxines, peu de TCDD) [Päpke, 1993].

Au Japon, les taux sanguins des dioxines ont été mesurés chez des travailleurs avec des résultats variables selon les postes de travail considérés et les caractéristiques de l'installation.

Chez les salariés d'incinérateurs à fonctionnement continu et chez des témoins non exposés, les taux sanguins moyens observés ne sont pas significativement différents. Ils sont proches de ceux habituellement constatés dans la population générale (14-43 pg TEQ/g de lipides en Europe, 19-27 pg TEQ/g de lipides en Amérique du Nord et 20-22 pg TEQ/g de lipides au Japon) [Kumagai, 2000].

Chez des salariés d'incinérateurs à fonctionnement intermittent, les taux sanguins de PCDD/F mesurés sont dans la fourchette de ceux des témoins non exposés de la population générale [Kumagai, 2002].

Par contre, pour la somme PCDD/F et PCBs, les taux moyens sont de 93,5 pg I-TEQ/g de lipides (de 15,8 à 822,3) chez les salariés d'une UIOM [Kitamura, 2000]. Ils augmentent avec l'âge et selon les postes occupés, notamment les postes de traitement des cendres et de maintenance des fluidisateurs de fours. Les travailleurs seraient particulièrement exposés aux

PCDD/F et PCB dans les UIOM fortement polluantes (taux moyen de 100,7 pg I-TEQ/g de lipides) [Kitamura, 2001].

b) L'exposition des travailleurs des UIDIS

Au cours des dix années qui ont suivi l'implantation du premier incinérateur de déchets industriels finlandais en 1984, la concentration médiane en mercure mesurée dans les cheveux a augmenté de 0,35 mg/kg chez les travailleurs [Kurtio, 1998]. Chez les habitants, l'augmentation a été de 0,16 mg/kg (moins de 2 km), de 0,13 mg/kg (2 à 4 km), de 0,03 mg/kg (environ 5 km), et de 0,02 mg/kg pour la population de référence. Parmi les autres facteurs pris en compte (facteurs professionnels, soins dentaires...), seule la consommation de poissons est significativement associée à des taux élevés. Après ajustement sur l'âge et la consommation de poissons, le risque d'avoir une concentration de mercure plus élevée dans les cheveux reste significativement plus important chez les habitants proches de l'incinérateur (OR=3,19 [1,13-9,04]). L'exposition la plus importante concerne les salariés de l'usine (OR=8,97 [1,64-49,1]).

Chez 28 salariés (22 hommes et 6 femmes) d'un incinérateur de déchets dangereux de Catalogne (Espagne) avant son ouverture (point zéro), les niveaux en benzène, toluène, éthylbenzène et xylène mesurés dans le sang et les urines sont inférieurs aux limites de détection [Domingo, 2001]. Les niveaux en PCBs et en PCDD/Fs mesurés dans le sang ou en métaux mesurés dans les urines, sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus dans la population catalane (résultats préalablement publiés).

Après sa mise en service, suite à une année d'améliorations techniques, 23 salariés ont participé à une deuxième étape de l'étude sur les vingt-huit volontaires inclus avant la mise en service de l'installation [Schuhmacher, 2002]. Globalement, on observe une décroissance non significative, les effectifs étant faibles, des niveaux de l'hexachlorobenzène (HCB), des PCB et des PCDD/F. La répartition et les taux mesurés sont représentatifs des niveaux habituellement observés dans ce type d'installation. Le total des PCDD/F passe de 26,7 à 16,9 en I-TEQ entre 1999 et 2000.

Pour les métaux, les moyennes des taux sanguins étaient respectivement de 2,8 µg/l, 39,6 µg/l, et 10,9 µg/l pour le Mn, le Pb et le Hg. Les taux urinaires étaient de 0,48 µg/g de créatinine pour le Cd, 0,4 µg/g de créatinine pour le Cr et 3,37 µg/g de créatinine pour le Ni. Le béryllium sanguin et le vanadium urinaire étaient inférieurs aux seuils de détection. Aucune différence significative n'a été observée en fonction du poste occupé, quel que soit le métal considéré.

Les résultats pour les années 1999 à 2002 confirment l'absence d'élévation des concentrations sanguines et urinaires en métaux et composés organiques [Agramunt, 2003]. Les concentrations sanguines en PCDD/F et PCB sont inférieures aux concentrations initiales ainsi que les concentrations urinaires en chlorophénol à l'exception du 2,5-DCP.

c) L'exposition de la population générale

Les études relatives à l'exposition de la population générale au voisinage des installations d'incinération des ordures ménagères sont peu nombreuses et ne permettent pas de juger de la contribution des incinérateurs à cette exposition.

Pour les métaux, les concentrations mesurées dans les cheveux chez des enfants espagnols sont inférieures à celles observées en zone urbaine pour quelques métaux (cd, Hg et Sn) et supérieures pour d'autres (As et Cr) [Granero, 1998] alors que dans le sang de sujets adultes elles sont toutes inférieures [Llobet, 1998]. Le plomb sanguin baisse chez les riverains d'une UIOM en relation probable avec la diminution des émissions de ce polluant liée au trafic routier [Gonzalez, 2000].

Les concentrations en dioxines mesurées chez des habitants au voisinage d'incinérateurs, en Allemagne et en Espagne, sont comparables aux valeurs de la population générale [SFSP, 1999]. Le niveau observé de 20 pg I-TEQ/g MG dans le sang des riverains d'une UIOM espagnole 4 ans après sa mise en service est bas mais cependant supérieur au niveau de 15 pg I-TEQ/g MG mesuré dans la population générale des autres pays développés [Gonzalez, 2001]. Les augmentations constatées touchent aussi bien les résidents proches ou éloignés que les témoins. Alors que la concentration sanguine en dioxine aurait plutôt baissée en Allemagne [Päpke, 1998], l'augmentation constatée en Espagne serait à mettre au compte du vieillissement de la population et d'un apport alimentaire plus important en dioxines dans ce pays [Gonzalez, 2000, Gonzalez, 2001].

Au Japon, la proximité de la résidence par rapport à l'incinérateur et l'effet de l'âge sont également avancés comme facteurs d'exposition aux dioxines [Kitamura, 2001]. Les taux de PCDD/F ainsi que les PCB coplanaires (dioxin-like) variaient mensuellement de 27 à 87 pg I-TEQ/g lipides chez les 13 résidents proches d'un incinérateur de déchets ménagers au Japon [Aozasa, 2003].

VII 2 - Les études épidémiologiques et les pathologies observées

a) chez les travailleurs

Peu d'études ont porté sur les effets sanitaires vis-à-vis des salariés des installations d'incinération. Les unités les plus importantes emploient 40 à 50 salariés au maximum ; il est donc difficile d'en tirer des informations statistiquement valables [SFSP, 1999].

Des perturbations minimales et souvent non significatives des constantes biologiques (bilan hépatique, numération sanguine) ont été décrites chez des salariés d'incinérateurs par rapport à d'autres groupes de salariés [SFSP, 1999].

Dans le secteur d'accueil des déchets, une forte exposition aérienne aux bactéries d'origine fécale et aux spores fongiques peut être trouvée dans les usines d'incinération. Les ouvriers y souffrent principalement de troubles pulmonaires et gastro-intestinaux [SFSP, 1999].

Quelques études présentées dans le rapport de la SFSP s'intéressent au caractère mutagène des effluents des incinérateurs. L'hypothèse est que les substances chimiques et les mélanges

identifiés comme mutagènes par des tests à court terme sont aussi cancérogènes pour l'homme, après à une exposition à long terme. La technique d'étude la plus utilisée pour l'étude de l'effet mutagène d'un mélange complexe est le test de mutagenèse de AMES sur bactéries *Salmonella typhi murium* de différentes souches, procédure simple, rapide et sensible. Les résultats de nombreux tests de mutagenèse effectués sur les effluents de l'incinération présentés dans le rapport dépendent des souches utilisées et du mode de préparation de l'extrait testé, leur interprétation doit donc se faire avec prudence.

En raison de l'exposition à certains cancérogènes (arsenic, cadmium, hydrocarbures aromatiques polycycliques...), l'existence d'un éventuel excès de cancers chez les salariés est posée. Cependant, en raison des faibles effectifs concernés et du temps de latence long, les rares données disponibles ne sont pas concluantes. Un excès de cancers de l'estomac chez les salariés des incinérateurs d'ordures ménagères a été trouvé à Rome, mais sans excès de cancers respiratoires [Rapiti, 1997] ; un excès de cancers respiratoires a été mis en évidence à Stockholm, toutefois non significatif [Gustavson, 1989].

Dans 3 UIOM françaises, les troubles d'irritation cutanée sont plus fréquents dans le groupe des travailleurs exposés de la maintenance et du traitement des effluents que chez les témoins (OR = 4,85 IC95% [2,04–11,51]) [Hours, 2003]. Une baisse des performances respiratoires est mise en relation avec l'exposition dans ce groupe. Les phénomènes de toux (OR = 2,55 IC95% [0,84–7,75]) y sont également plus fréquents ainsi que chez les travailleurs des fours (OR = 6,58 IC95% [2,18-19,85]).

b) en population générale

Les études qui explorent les différentes atteintes à la santé en population générale au voisinage des installations d'incinération sont peu nombreuses et la comparaison de leurs résultats est difficile [Hu, 2001].

Les troubles respiratoires

Selon une revue des études publiées, les études disponibles relatives aux troubles respiratoires (Allemagne, Australie et USA) ne permettent pas d'attribuer une part de responsabilité aux émissions des incinérateurs dans la survenue de tels troubles au voisinage de ces installations [Hu, 2001]. Le faible niveau de l'exposition et les biais inhérents à ce type d'étude (absence de prise en compte de l'exposition à un niveau individuel ou des biais de classement des sujets selon leur exposition) expliqueraient en partie ces résultats négatifs.

Les habitants de 3 villes des USA comportant un incinérateur de déchets ménagers, de soins ou à risque une population de référence composée des habitants de trois villes proches, sans incinérateur ont été sollicités à 3 reprises à un an d'intervalle pour répondre à un questionnaire et subir des tests fonctionnels respiratoires [Hazucha, 2002]. Un total de 1 017 sujets ont participé à l'étude au cours des 3 années : 205 sujets et 157 témoins pour l'incinérateur de déchets de soins, 189 sujets et 164 témoins pour l'UIOM, 155 sujets et 147 témoins pour l'UIDIS. Les concentrations en polluants atmosphériques observées sont faibles et ne diffèrent pas entre les populations considérées comme exposées ou non exposées. Les

fonctions respiratoires des sujets sains ou fragiles vivants à proximité d'un incinérateur ne sont pas significativement différentes de celles des populations de référence. Celles des sujets sensibles ne sont pas différentes de celles des sujets normaux.

Les troubles de la reproduction

Dans une étude de cohorte rétrospective menée en Cumbria (Nord de l'Angleterre) au voisinage d'incinérateurs, un risque accru a été mesuré au voisinage des incinérateurs pour les spina bifida (OR=1,17, IC95% [1,07-1,28]) et les cardiopathies (OR=1,12, IC95% [1,03-1,22]) [Dummer, 2003]. Dans cette étude où seule la distance a été prise en compte pour la mesure de l'exposition, le fait de ne s'intéresser qu'aux malformations létales et la restriction de l'analyse aux cardiopathies et aux défauts de fermeture du tube neural sont des éléments de limitation importante pour l'étude des malformations dans leur ensemble. Il s'agit de la première étude publiée sur les incinérateurs et les événements indésirables néonataux. Elle ne constitue qu'une hypothèse de travail, à tester sur d'autres études.

Une étude de corrélation géographique conduite en Rhône-Alpes montre que les anomalies chromosomiques et non-chromosomiques (principalement becs de lièvre et dysplasies rénales) sont plus fréquentes chez les personnes résidant au voisinage d'incinérateurs de déchets que chez des témoins plus éloignés [Cordier, 2004]. Mais les cardiopathies, les uropathies obstructives et les anomalies de la peau croissent avec la densité du trafic routier. Compte tenu des limites importantes de ce type d'étude pour établir le lien entre un facteur environnemental et des troubles de santé enregistrés à un niveau collectif, une grande prudence est de mise pour l'interprétation des résultats dans un sens causal.

Les cancers

Les études disponibles relatives aux cancers au voisinage des UIOM sont rares. Les principales études qui ont été conduites en France et en Grande Bretagne ont également utilisé la corrélation géographique.

Un excès de risque significatif de 1,05 pour les cancers du sang et 1,29 pour les cancers du foie a été observé en Grande Bretagne au voisinage de 72 UIOM [Elliott, 1996]. Mais l'auteur signale que des excès de même ampleur existaient déjà, dans les mêmes zones géographiques, avant l'ouverture des UIOM, suggérant une origine complexe, socioprofessionnelle de cette morbidité.

Après avoir effectué une revue des examens histopathologiques et une analyse des cas de cancer primaire du foie de l'étude précédente, une réduction de l'excès de risque initial a été observé (de 37 à 12,6% dans la zone la plus proche de l'incinérateur) [Elliott, 2000]. Selon les auteurs, un effet résiduel lié à la pauvreté pourrait être responsable de l'excès faible vu dans la zone située à moins de 1 km de l'incinérateur.

Dans une étude de type corrélation géographique, un excès de cas relativement important (27% à 340%) de Lymphome Non Hodgkinien et Sarcome des Tissus Mous est observé dans quelques cantons proches de l'UIOM de Besançon [Viel, 2000]. Le lien existant entre

l'exposition aux dioxines et l'observation d'un regroupement de cas est difficile à établir. La plus grande prudence doit être appliquée quant à l'interprétation de ces observations dans un sens causal. Une nouvelle étude de type cas-témoins menée par la même équipe confirme le lien entre résidence à proximité de l'UIOM de Besançon et la survenue de LNH [Floret, 2003].

A l'exception de la récente étude menée en Cumbria, aucune autre étude étiologique, de type cas-témoins ou de cohorte, n'a été conduite sur une population, travailleurs ou riverains, pour évaluer les relations entre l'incinération et le risque de cancer, les affections cardiovasculaires, les troubles respiratoires et les troubles de la reproduction.

VII 2 - Les études d'évaluation du risque en population générale

Quatre polluants marqueurs, deux composés organiques volatils, le benzène et le trichloroéthane, deux métaux mesurés au niveau particulaire, le nickel et le cadmium, ont été retenus pour l'évaluation quantitative du risque sanitaire pour les populations vivant au voisinage de l'UIOM de Grenoble [Boudet, 1999]. L'ensemble des résultats montre que les risques sanitaires pour une exposition par inhalation sont extrêmement faibles par rapport au risque de probabilité 10^{-6} généralement pris comme référence (un cancer par million de personnes).

L'évaluation du risque sanitaire des incinérateurs français dans leur ensemble d'une part, d'un incinérateur très polluant d'autre part, conduite par un groupe d'experts français, a été publié dans un rapport de la Société Française de santé Publique [SFSP, 1999]. Les métaux (cadmium, mercure, plomb), les poussières et les dioxines ont été considérés dans cette évaluation.

Dans cette étude, il a été procédé à l'estimation du risque qui découlerait du respect, par l'ensemble du parc d'incinérateurs, du projet de Directive européenne sur les dioxines ($0,1 \text{ ng/m}^3$) : dans cette hypothèse, le risque à long terme précédent était divisé par un facteur 100, ce qui conduisait à une exposition totale représentant 0,3% de la DJA [SFSP, 1999]. Ce constat a été conforté par une seconde étude conduite en 2001 qui indique que le risque de cancer sur la vie entière est inférieur à 10^{-5} pour tous les métaux considérés (Cadmium, Nickel, Arsenic et Chrome) et inférieur à 10^{-4} pour les dioxines, y compris en intégrant la voie d'exposition par ingestion de productions alimentaires locales, selon un scénario pénalisant [Nerrière, 2001].

En revanche, dans l'étude citée de la SFSP, pour les personnes cultivant une partie des produits qu'elles consomment sous le panache d'une usine très polluante (compte tenu des valeurs et des hypothèses du scénario 'raisonnablement pessimiste'), le risque était nettement plus élevé : l'IR montrait que la dose de dioxines ingérées était alors comprise entre 3 à 25 fois la DJA, selon le modèle utilisé ; le risque vie entière calculé selon l'approche de l'US-EPA était entre $8 \cdot 10^{-3}$ et $7 \cdot 10^{-2}$, chiffres très élevés et tout à fait inacceptables : l'impact annuel sur les 6 235 personnes consommant pour partie de leur ration alimentaire les produits de leur jardin était alors compris entre près de 1 à 6 cas de cancer en excès [SFSP, 1999].

Plusieurs études d'évaluation du risque sanitaire au voisinage d'UIOM ont été publiées récemment au Japon, en Belgique, en Espagne et à Taïwan [Yoshida, 2000 ; Nouwen, 2001 ;

Schuhmacher, 2001 ; Ma, 2002]. Ces études portent essentiellement sur le risque de cancer lié aux émissions de dioxines. Les résultats des évaluations du risque sont jugés peu élevés notamment pour les installations récentes respectant des valeurs basses d'émission [NRC, 2000 ; Schuhmacher, 2001]. Les risques pour le système nerveux et sur la reproduction seraient à considérer plus encore que sur les risques de cancers [Yoshida, 2000].

L'augmentation du risque de cancer lié aux dioxines est de $\sim 10^{-4}$ dans la population générale et de $\sim 3.10^{-4}$ dans les groupes exposés [Yoshida, 2000]. Par rapport à la DJA de 1 à 4 pg/kg pc.j recommandée par l'OMS, le ratio de danger médian est de 0,72. Le risque vie entière médian de cancer calculé s'élève à $7,9 \cdot 10^{-5}$ [Schuhmacher, 2001]. Les doses d'exposition étaient inférieures à la Dose Journalière Admissible (DJA) de 10 pg TEQ/kg.pc.j. Selon les scénarios, les doses d'exposition étaient 2 à 4 fois plus faibles en 1997 qu'en 1980 [Nouwen, 2001]. Actuellement, la DJA prise comme référence est plutôt établie à 1 pg TEQ/kg.pc.j (OMS 1998). Les risques cancérigènes liés aux dioxines calculés étaient de $1,4 \cdot 10^{-8}$ pour le moins polluant à $7,1 \cdot 10^{-5}$ pour le plus polluant dans un scénario ; ils étaient du même ordre mais avec un classement différent des UIOM dans un second scénario. L'exposition par voie alimentaire était majoritaire, estimée à 64-99% [Ma, 2002].

VIII - Les impacts sanitaires liés aux centres de stockage de déchets

La grande majorité des études publiées se sont intéressées à des pollutions et à des effets au voisinage de sites de stockage de déchets dangereux [Vrijheid, 2000]. Même dans les études portant sur des sites recevant des déchets ménagers, les pratiques en cours dans les différents pays, notamment en Grande-Bretagne, font apparaître une grande fréquence de sites accueillant plusieurs types de déchets, ménagers et dangereux en particulier.

VIII 1 - Les études chez les travailleurs

L'étude menée par le Réseau Santé Déchets sur deux sites de stockage d'OM a mis en évidence que le chrome sanguin est le seul élément qui soit plus élevé chez les salariés des sites de décharges et qui augmente entre début et fin de poste [Hours, 2001].

Les ouvriers des sites d'enfouissement souffrent principalement de troubles pulmonaires et gastro-intestinaux. Une forte exposition aérienne aux bactéries d'origine fécale et aux spores fongiques est retrouvée [SFSP, 1999].

Les employés de la décharge de Fresh Kills à New York présentent plus de symptômes d'ordre dermatologiques, neurologiques, auditifs respiratoires et des maux de gorge que des salariés dépendant du département sanitaire de la ville, mais travaillant hors du site [Gelberg, 1997]. Les employés chargés du ramassage manuel des déchets ont le plus de problèmes réunis, en particulier irritation oculaire et maux de gorge. Les conducteurs d'engins présentent le plus de symptômes.

VIII 2 - Les études en population générale

Les sites d'enfouissement de déchets représentent un risque potentiel pour la santé [Dolk, 1998]. En effet, il est possible que des produits chimiques migrent hors du site et polluent les milieux environnementaux (eau, air, sols). Les populations vivant près de ces sites peuvent alors se contaminer par l'air qu'elles respirent, l'eau qu'elles boivent ou les végétaux qui poussent sur ces sols pollués. A ce jour, peu d'études épidémiologiques ont été réalisées pour évaluer ce risque.

Les effets sur la reproduction

Les différentes études sur le sujet disponibles dans la base du RSD sont regroupées dans le tableau 1.

Les cancers

Parmi les composés identifiés dans les décharges, certains sont reconnus comme cancérogènes et classés dans le groupe I (cancérogène) par le CIRC (benzène, cadmium), dans le groupe IIa (cancérogène probable) (formaldéhyde) ou le groupe IIb (cancérogène possible) (styrène, plomb). Ces composés sont susceptibles de se retrouver dans les milieux environnementaux au contact de l'homme (air ambiant, eau de consommation) [Jarup, 2002].

Les études relatives aux cancers qui figurent dans la base du RSD sont présentées dans le tableau 2.

Tableau 1 : Etudes des échecs de la reproduction au voisinage des sites de déchets dangereux

Etude	Type de site	Type d'étude	Exposition	Effectifs	Nature des effets indésirables étudiés	Résultats
Geschwind, 1992	590 sites de déchets dangereux de l'Etat de New York (USA)	Cas-témoins	Index de risque pour chaque site, Résidence < 1 mile d'un site	9 313 cas (12 442 malformations), 17 802 témoins	7 classes : fentes faciales, anomalies MS, système nerveux, peau, appareil digestif, aberrations chromosomiques, syndromes	Toutes malformations : OR=1,12 IC95% [1,06-1,18], SN : 1,29 IC95% [1,05-1,59], MS : 1,16 IC95% [1,06-1,26], PEAU : 1,32 IC95% [1,18-1,48]
Sosniak, 1994	1 281 sites NPL des USA	Cas-témoins	Résidence < 1 mile d'une décharge	17 407 mères	PPN, malformations congénitales, mortalité périnatale, prématurité	Pas d'association entre échecs de la reproduction et résidence de la mère < 1 mile d'un site NPL
Goldberg, 1995	La décharge de déchets solides (OM + industriels) de Miron Quarry (Canada)	Cas-témoins	Résidence selon 3 zones d'expo probable : forte, moyenne, faible	7 403 prématurés, 7834 témoins, 7 977 PPN, 7 856 témoins	Petit et très petit poids de naissance, prématurité, retard de croissance intra-utérin	PPN : OR=1,2 IC95% [1,04-1,39], RCIU : OR=1,09 IC95% [0,96-1,24], Pas d'association pour TPPN et prématurité
Kharrazi, 1997	Une décharge de produits dangereux à Los Angeles (USA)	Cohorte rétrospective	Nombre de plaintes pour mauvaises odeurs/100 habitants, Expo : forte, moyenne, faible	25 216 naissances ou morts foetales	Mortalité fœtale, mortalité néonatale précoce (< 6 jours), mortalité infantile (<11 mois), durée de grossesse, poids de naissance	Durée de grossesse raccourcie de 1,1 jour en zone de forte exposition, de 1,8 jours sur la période de forte exposition et réduction de 59 g du poids de naissance
Marshall, 1997	643 sites de déchets dangereux de l'Etat de New York (USA)	Cas-témoins	Probabilité d'expo potentielle <1 mile des sites	473 SNC, 3 305 MS, 12 436 témoins	Malformations du SNC et malformations MS	Pas d'association entre probabilité d'expo et malformations de 2 types
Croen, 1997	764 sites de déchets dangereux (105 sites NPL) de Californie (USA)	Cas-témoins	Recensement : pas de site, site à risque, site NPL Résidence < 1 mile, < ¼ mile d'un site	507 DFTN, 517 témoins 201 CCT, 439 FP et 439 témoins	Défaut de fermeture du tube neural, cardiopathie conotruncales, fentes faciales	Pas d'association si résidence dans une unité de recensement avec un site à risque. Risque non significatif de DFTN et CCT si résidence < ¼ mile d'un site NPL

Tableau 1 (suite) : Etudes des échecs de la reproduction au voisinage des sites de déchets dangereux

Berry, 1997	La décharge de déchets dangereux à Lipari (USA)	Cohorte rétrospective	Résidence < 1 mile du site	2 092 naissances exposées, 6 840 non exposées	Petit poids de naissance, prématurité	PPN : OR=5,1 IC95% [2,1-12,3] Préma. : OR=2,1 IC95% [1,0-4,4]
Dolk, 1998	21 sites de déchets industriels de 5 pays d'Europe	Cas-témoins	Résidence < 3 km d'un site	1 089 cas, 2 366 témoins	Malformations structurales	Global : OR=1,33 IC95% [1,11-1,59], DFTN : 1,86 [1,24-2,79], septum card : 1,49 [1,09-2,04], gros vaisseaux : 1,81 [1,02-3,20]
Fielder, 2000	La décharge de déchets (OM + industriels) de Nant-y-Gwyddon (Pays de Galles)	Etude de corrélation géographique	Résidence dans une circonscription < 3 km du site, plaintes pour odeurs	5 circonscriptions exposées, 22 non exposées 302 naissances	Petit poids de naissance, avortements spontanés, malformations congénitales	Malformations congénitales : avant ouverture OR=1,9 IC95% [1,3-2,85] et après 1,9 [1,23-2,95] Cluster de malformations paroi abdominale
Fielder, 2001	La décharge de déchets (OM + commerciaux) de Trecatti (Grande-Bretagne)	Etude descriptive	Résidence proche du site, 1981-1987 avant ouverture, 1989-1996 après	Population de 3 comtés exposés, autres comtés non exposés	Petit poids de naissance, avortements spontanés, malformations congénitales, prématurité	Malformations congénitales, période 1989-1996 RR = 1,9 IC95% [1,3-2,3]
Elliott, 2001	9 565 sites de déchets (OM + industriels) (Grande Bretagne)	Etude de corrélation géographique	Résidence < 2 km d'un site	8,2 millions de naissances vivantes, 43 471 morts-nés, 124 597 malformations congénitales	Anomalies congénitales, petit et très petit poids de naissance	Toutes anomalies : RR=1,01 IC99% [1,005-1,023], DFTN : 1,05 [1,01-1,10], hypospadias : 1,07 [1,04-1,10], défauts paroi abdominale : 1,08 [1,01-1,15], laparochisis : 1,19 [1,05-1,34], PPN : 1,05 [1,05-1,06]
Vrijheid, 2002	23 sites de déchets industriels de 5 pays d'Europe	Cas-témoins	Résidence < 3 km d'un site	245 cas, 2 412 témoins	Aberrations chromosomiques	Global : OR=1,41 IC95% [1,00-1,99]

Liste des abréviations utilisées dans le tableau : DFPN : défaut de fermeture du tube neural, CCT : cardiopathie cono-truncales, FP : fente faciale, IC95% : intervalle de confiance à 95%, MS : musculosquelettique, NPL : national priority list, OM : ordures ménagères, OR : odds ratio, PPN : petit poids de naissance (<2500 g), RR : risque relatif, SN : système nerveux, SNC : système nerveux central, RCIU : retard de croissance intra-utérin, TPPN : très petit poids de naissance (< 1500 g)



Tableau 2 : Etudes des cancers en population générale au voisinage des sites de déchets dangereux

Etude	Type de site	Type d'étude	Exposition	Effectifs	Nature des effets indésirables étudiés	Résultats
Goldberg, 1995	La décharge de déchets solides (OM + industriels) de Miron Quarry (Canada)	Etude de corrélation géographique	Résidence dans l'île de Montréal selon 6 zones d'expo : forte sous le vent, forte hors vent, forte, moyenne, faible, non exposée	Estomac : Hommes 1 400, Femmes : 1003 Foie ; Hommes 430, Femmes 204 Poumons : Hommes 8 115, Femmes 3 121	Incidence des cancers de 17 localisations chez les hommes, 20 chez les femmes, 1981-1988	Forte expo : Hommes Estomac : RR=1,27 IC95% [1,04-1,55], Foie : RR=1,31 [0,95-1,81], Poumons : 1,06 [0,98-1,16], Prostate : 1,18 [1,02-1,37], Femmes Estomac : 1,20 [0,95-1,52], Col utérus : 1,21 [0,98-1,49]
Williams 1998	Décharge de déchets solides et liquides (OM + industriels) près de Sydney (Australie)	Etude de corrélation géographique	Résidence < 3 km du site	Cancers : H 69, F 51 Décès : H 138, F 79	Incidence des cancers 1972-1991 Mortalité 1975-1992	Hommes Cerveau : SIR=380 IC95% [139-827], Poumons : 159 [99-218]
Goldberg 1999	La décharge de déchets solides (OM + industriels) de Miron Quarry (Canada)	Cas-témoins	Résidence dans l'île de Montréal selon 6 zones d'expo : forte sous le vent, forte hors vent, forte, moyenne, faible, non exposée	2 928 cas hommes 600 témoins	Oesophage, Estomac, Colon Rectum, Foie, Pancréas, Prostate, rein, Vessie, Mélanome, LNH, Hodgkin	Forte expo : Prostate OR=1,5 IC95% [1,0-2,1], Résidence < 1,25 km : Pancréas 2,2 [1,0-4,6], LNH : 2,0 [1,0-4,0]
Jarup 2002	9 565 sites anglais, gallois et écossais de déchets dangereux et non dangereux (Grande-Bretagne)	Etude de corrélation géographique	Résidence < 2 km d'un site	Rein : 63 367 cas, cerveau ; 25 452, foie : 15 396, Leucémies adultes : 26 279, enfants : 2 886	Rein, cerveau, foie et voies biliaires, leucémies enfants et adultes	Vessie : RR=1,01 IC99% [1,00-1,02], Cerveau : 0,99 [0,98-1,01], Foie : 1,00 [0,98-1,03], Leucémies adulte : 0,99 [0,98-1,01], Leucémie enfant : 0,96 [0,91-1,00]

Liste des abréviations utilisées dans le tableau : IC95% : intervalle de confiance à 95%, LNH : lymphome non hodgkinien, OM : ordures ménagères, OR : odds ratio, SIR : standardized incidence ratio, RR : risque relatif



Les études relatives à la santé des populations au voisinage des installations de stockage des déchets sont peu nombreuses et entachées de sérieuses limites méthodologiques qui rendent l'interprétation de leurs résultats sujette à caution. Plusieurs recommandations issues des études publiées, relatives notamment à la caractérisation de l'exposition des populations ou à la prise en compte de certains facteurs de confusion, devraient être appliquées par les auteurs des futures études. Il serait nécessaire de toujours effectuer des mesures réelles des pollutions afin d'être sûrs de l'exposition des populations, avant de conclure à la responsabilité d'une installation [Dolk, 2000]. Une meilleure caractérisation de l'exposition, notamment par l'emploi de mesures directes, devrait être envisagée dans les études épidémiologiques relatives au risque de cancer au voisinage des sites de stockage des déchets [Jarup, 2002]. Dans les études relatives aux échecs de la reproduction et aux anomalies congénitales, les outils épidémiologiques sont souvent inadéquats pour tester les hypothèses. Il faut encourager les scientifiques à prendre les devants en utilisant et en développant des techniques d'identification précises des polluants de l'air, de l'eau, des sols, qui soient susceptibles d'avoir des effets indésirables sur la santé [Irvine, 2001]. Les études épidémiologiques portant sur les expositions in utero aux toxiques de l'environnement et le risque de malformation doivent tenir compte du niveau socio-économique des familles étudiées, qui peut constituer un facteur de confusion [Vrijheid, 2000].

IX - Conclusions

De nombreux outils ont été utilisés au niveau international pour estimer l'impact sanitaire des filières de traitement des déchets sur les populations riveraines et sur les travailleurs des installations.

La mesure des polluants chimiques dans les milieux (air, eau, sol, végétaux) est le premier instrument utilisé. Les études disponibles sont nombreuses notamment les mesures dans les sols et les végétaux au voisinage des installations d'incinération des déchets. Ces mesures ont surtout un intérêt comme première étape en vue d'estimer la dose d'exposition des personnes étudiées. Nous avons fait le choix de ne pas présenter les nombreuses études de ce type recensées dans la base bibliographique du Réseau Santé Déchets.

La mesure des polluants chimiques dans les milieux biologiques (sang, urines, cheveux...) des personnes exposées est une autre façon d'apprécier l'exposition des personnes. Malgré leur intérêt comme indicateur d'une exposition globale à un polluant donné, les indicateurs biologiques d'exposition (IBE) ne permettent pas de distinguer les différentes sources d'exposition responsables de l'imprégnation des sujets exposés.

Dans le cas des incinérateurs de déchets ménagers, des mesures d'exposition ont plus souvent été conduites auprès des travailleurs, pour les polluants métalliques (Allemagne et France), et auprès de travailleurs comme de riverains pour des polluants organiques (France) notamment les dioxines et furannes (Allemagne, Espagne et Japon). Quelques rares mesures de polluants métalliques et organiques sont disponibles pour des travailleurs d'UIDIS (Espagne et USA).

Pour les effets sanitaires des installations d'incinération se sont majoritairement les pays européens qui fournissent les études disponibles pour la population générale : troubles respiratoires (Australie, Allemagne et USA), troubles de la reproduction (France et Grande-Bretagne), cancers (France et Grande-Bretagne) et pour les travailleurs (Italie, France et Suède). On signalera notamment les études de corrélation géographique que les auteurs anglais peuvent conduire en s'appuyant sur les ressources particulières de leurs pays (registre des cancers ou des malformations, recensement de population et système d'information géographique).

Quant aux études d'évaluation des risques sanitaires (ERS) portant sur le risque des dioxines émises par les UIOM recensées dans la base bibliographique du RSD, elles sont principalement menées dans quelques pays (Belgique, Espagne, France, Japon et Taïwan).

Dans le cas des installations de stockage des déchets, il est nécessaire de faire une distinction entre les sites recevant des déchets ménagers et des déchets toxiques (la situation de nombreux pays hors la France) et les sites ne recevant que des déchets ménagers ou assimilés (la situation française).

Les études d'exposition des travailleurs aux polluants présents dans les sites de stockage d'OM sont rares (France). Celles relatives aux effets sur les travailleurs également pour des sites d'OM (France) comme pour des sites recevant également des déchets dangereux (USA).

Nous ne disposons pas d'étude d'exposition des riverains aux polluants chimiques. Par contre plusieurs études se sont intéressées aux effets sanitaires au voisinage de sites de stockage de déchets dangereux. Pour les troubles de la reproduction ce sont des études de corrélation géographiques (Europe et Grande-Bretagne), ou des études cas-témoins portant sur les nombreux sites des USA. Pour les cancers, ce sont plutôt des études de corrélation géographique (Australie, Canada et Grande-Bretagne) que cas-témoins (Canada).

Pour les polluants microbiologiques, les études d'exposition comme les études épidémiologiques (de type transversale exclusivement) sont majoritairement conduites par des équipes de scientifiques du nord de l'Europe. Selon les filières, les pays d'origine des études publiées sont plus ou moins nombreux : collecte et tri des déchets (Danemark et Suède), recyclage (Canada et Finlande) et compostage (Allemagne, Canada, Danemark, Finlande, Pays-Bas et USA).

Bibliographie

- 1) AGRAMUNT C, DOMINGO A, DOMINGO JL, CORBELLA J. Monitoring internal exposure to metals and organic substances in workers at a hazardous waste incinerator after 3 years of operation. *Toxicol. Lett.*, 2003, 146 (1), 83-91 (34 références)
- 2) ALLERMANN L, POULSEN OM. Inflammatory potential of dust from waste handling facilities measured as IL-8 secretion from lung epithelial cells in vitro. *Ann Occup Hyg.*, 2000, 44 (4), 259-269 (43 références)
- 3) AN H, ENGLEHARDT J, FLEMING L, BEAN J. Occupational health and safety amongst municipal waste workers in Florida. *Waste Manag. Res.*, 1999, 17, 369-377 (22 références)
- 4) ANGERER J., HEINZOW B., REIMANN D.O., KNORZ W., LEHNERT G. Internal exposure to organic substances in a municipal waste incinerator. *Int. Arch. occup. environ. Health*, 1992, 64, 265-273 (38 références)
- 5) AOZASA O, OHTA S, NAKAO T, MIYATA H, MOCHIZUKI A, FUJIMINE Y, NOMURA T. Monthly variation in blood dioxin level, characteristics of isomer composition, and isomer changes in residents near an incineration facility. *Bull. environ. Contam. Toxicol.*, 2003, 70, 660-667 (11 références)
- 6) BARD D. Principes de l'évaluation des risques pour la santé publique liés aux expositions environnementales. *Rev. Epidémiol. Santé Publ.*, 1995, 43, 423-431 (11 références).
- 7) BERRY M, BOVE F. Birth weight reduction associated with residence near a hazardous waste landfill. *Environ. Health Perspect.*, 1997, 105, 856-861 (34 références)
- 8) BOUDET C., ZMIROU D., LAFFOND M., BALDUCCI F., BENOIT-GUYOD J.L. Health risk assessment of a modern municipal waste incinerator. *Risk Anal.*, 1999, 19, 1215-1222 (40 références)
- 9) BUNGER J, ANTLAUF-LAMMERS M, SCHULZ TG, WESTPHAL GA, MULLER MM, RUHNAU P, HALLIER E. Health complaints and immunological markers of exposure to bioaerosols among biowaste collectors and compost workers. *Occup environ Med.*, 2000, 57 (7), 458-464 (46 références)
- 10) CORDIER S, CHEVRIER C, ROBERT-GNANSIA E, LORENTE C, BRULA P, HOURS M. Risk of congenital anomalies in the vicinity of municipal solid waste incinerators. *Occup. environ. Med.*, 2004, 61, 8-15 (19 références)
- 11) CROEN LA, SHAW GM, SANBONMATSU L, SELVIN S, BUFFLER PA. Maternal residential proximity to hazardous waste sites and risk for selected congenital malformations. *Epidemiology*, 1997, 8, 347-354 (39 références)
- 12) DELORAINE A, HEDREVILLE L, ARTHUS C. Etude bibliographique sur l'évaluation des risques liés aux bioaérosols générés par le compostage des déchets. 2002, ADEME, Angers. 163 pages.
- 13) DOLK H, VRIJHEID M, ARMSTRONG B, ABRAMSKY L, BIANCHI F, GARNE E, NELEN V, ROBERT E, SCOTT JE, STONE D, TENCONI R. Risk of congenital anomalies near hazardous-waste landfill sites in Europe: the EUROHAZCON study. *Lancet*, 1998, 352, 423-427 (28 références)

-
- 14) DOLK H. Landfill sites and congenital abnormalities. Author's reply. *Lancet*, 1998, 352, (9141), 1705 (3 références)
 - 15) DOMINGO JL, SCHUHMACHER M, AGRAMUNT MC, MÜLLER L, NEUGEBAUER F. Levels of metals and organic substances in blood and urine of workers at a new hazardous waste incinerator. *Int. Arch. occup. environ. Health*, 2001, 74, 263-269 (46 références) LO : 2384
 - 16) DOREVITCH S, MARDER D. Occupational hazards of municipal solid waste workers. *Occup. Med.*, 2001, 16, 125-133 (33 références)
 - 17) DOUWES J, WOUTERS I, DUBBELD H, VAN ZWIETEN L, STEERENBERG P, DOEKES G, HEEDERIK D. Upper airway inflammation assessed by nasal lavage in compost workers: A relation with bio-aerosol exposure. *Am. J. Ind. Med.*, 2000, 37 (5), 459-468 (22 références)
 - 18) DUCLOS G, PERRIER-ROSSET A, CARRE J. Les risques sanitaires liés au tri des déchets. *TSM*, 1998, 10, 45-54 (10 références)
 - 19) DUMMER TJB, DICKINSON HO, PARKER L. Adverse pregnancy outcomes around incinerators and crematoriums in Cumbria, north west England, 1956-93. *J. Epidemiol. Community Health*, 2003, 57, 456-461 (39 références)
 - 20) ELLIOTT P, BRIGGS D, MORRIS S, de HOOGH C. Risk of adverse birth outcomes near landfill sites. *Br. med. J.*, 2001, 323 (7325), 363-368 (33 références)
 - 21) ELLIOTT P, EATON N, SHADDICK G, CARTER R. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: histopathological and case-note review of primary liver cancer cases. *Br. J. Cancer*, 2000, 82, (5), 1103-1106 (15 références)
 - 22) ELLIOTT P., HILLS M., BERESFORD J., KLEINSCHMIDT I., JOLLEY D., PATTENDEN S., RODRIGUES L., WESTLAKE A., ROSE G. Incidence of cancers of larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *Lancet*, 1992, 339, 854-858 (23 références)
 - 23) ELLIOTT P., SHADDICK G., KLEINSCHMIDT I., JOLLEY D., WALLS P., BERESFORD J., GRUNDY C. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *Br. J. Cancer*, 1996, 73, 702-710 (45 références)
 - 24) FIELDER HM, PALMER SR, POON-KING C, MOSS N, COLEMAN G. Addressing environmental health concerns near Trecatti landfill site, United Kingdom. *Arch. Environ. Health*, 2001, 56 (6), 529-535 (22 références)
 - 25) FIELDER HMP, POON-KING CM, PALMER SR, MOSS N, COLEMAN G. Assessment of impact on health of residents living near the Nant-y-Gwyddon landfill site: retrospective analysis. *Br. med. J.*, 2000, 320, 19-22 (13 références)
 - 26) FISCHER G, MULLER T, OSTROWSKI R, DOTT W. Mycotoxins of *Aspergillus fumigatus* in pure culture and in native bioaerosols from compost facilities. *Chemosphere*, 1999, 38 (8), 1745-1755 (15 références)
 - 27) FLORET N, MAUNY F, CHALLIER B. Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin lymphoma. *Epidemiology*, 2003, 14 (3), 392-398 (28 références)
 - 28) GELBERG KH. Health study of New York City department of sanitation Landfill employees. *JOEM*, 1997, 39, 11, 1103-1110 (8 références)
 - 29) GESCHWIND SA, STOLWIJK JAJ, BRACKEN M, FITZGERALD E, STARK A, OLSEN C, MELIUS J. Risk of congenital malformations associated with proximity to hazardous waste sites. *Am. J. Epidemiol.*, 1992, 135, (11), 1197-1207 (46 références)

-
- 30) GOLDBERG MS, AL-HOMSI N, GOULET L, RIBERDY H. Incidence of cancer among persons living near a municipal solid waste landfill site in Montreal, Quebec. *Arch. environ. Health*, 1995b, 50, 416-424 (36 références)
 - 31) GOLDBERG MS, GOULET L, RIBERDY H, BONVALOT Y. Low birth weight and preterm births among infants born to women living near a municipal solid waste landfill site in Montreal, Quebec. *Environ. Res.*, 1995a, 69, 37-50 (56 références)
 - 32) GOLDBERG MS, SIEMIATYCKI J, DEWAR R, DESY M, RIBERDY H. Risks of developing cancer relative to living near a municipal solid waste landfill site in Montreal, Quebec, Canada. *Arch. environ. Health*, 1999, 54, (4), 291-296 (17 références)
 - 33) GONZALEZ CA, KOGEVINAS M, GADEA E, HUICI A, BOSCH A, BLEDA MJ, PÄPKE O. Biomonitoring study of people living near or working at a municipal solid-waste incinerator before and after two years of operation. *Arch. environ. Health*, 2000, 55, 259-267 (30 références)
 - 34) GONZALEZ CA, KOGEVINAS M, GADEA E, PERA G, PAPKE O. Increase of dioxin blood levels over the last 4 years in the general population in Spain. *Epidemiology*, 2001, 12 (3), 365 (5 références)
 - 35) GRANERO S., LLOBET J.M., SCHUHMACHER M., CORBELLA J., DOMINGO J.L. Biological monitoring of environmental pollution and human exposure to metals in Tarragona, Spain - Part I : Levels in hair of school children. *Trace Elements and Electrolytes*, 1998, 15, 1, 39-43
 - 36) GRAY EJ, PEAT JK, MELLIS CM, HARRINGTON J, WOOLCOCK AJ. Asthma severity and morbidity in a population sample of Sydney school children: Part I. Prevalence and effect of air pollutants in coastal regions. *Aust. N. Z. J. Med.*, 1994, 24, 168-175 (24 références)
 - 37) GUSTAVSON P. Mortality among workers at a municipal waste incinerator. *Am. J. indust. Med.*, 1989, 15, 245-253 (28 références)
 - 38) HANSEN J, IVENS UI, BREUM NO, NIELSEN M, WURTZ H, POULSEN OM, EBBEHOJ N. Respiratory symptoms among danish waste collectors. *Ann. Agric. environ. Med.*, 1997, 4, 69-74 (22 références)
 - 39) HAZUCHA MJ, RHODES V, BOEHLECKE BA, SOUTHWICK K, DEGNAN D, SHY CM. Characterization of spirometric function in residents of three comparison communities and of three communities located near waste incinerators in North Carolina. *Arch environ. Health*, 2002, 57 (2), 103-112 (14 références)
 - 40) HOURS M, ANZIVINO-VIRICEL L, MAITRE A, PERDRIX A, PERRODIN Y, CHARBOTEL B, BERGERET A. Morbidity among municipal waste incinerators workers: a cross-sectional study. *Int. Arch. occup. environ. Health*, 2003, 76, 467-472 (20 références)
 - 41) HOURS M., ANZIVINO L., ASTA J., BERNY P., BILLERET M., MAITRE A., PARAT S., STOKLOV M., SARRASIN B., KECK G., PERRODIN Y. Étude des polluants atmosphériques émis dans deux centres de stockage des ordures ménagères. *Déchets Sci. Tech.*, 2001, 24, 38-43
 - 42) HU SW, HAZUCHA M, SHY CM. Waste incineration and pulmonary function: an epidemiologic study of six communities. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 2001, 51, (8), 1185-1194 (18 références)
 - 43) HU SW, SHY CM. Health effects of waste incineration: a review of epidemiologic studies. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 2001, 51, (7), 1100-1109 (28 références)

-
- 44) IRVINE H, BURNS H. Risk of adverse birth outcomes near landfill sites. Evidence suggests that it is probably safe for fetuses to develop near landfill sites. *Br. med. J.*, 2001, 323, 1365 (4 références)
- 45) IVENS UI, BREUM NO, EBBEHOJ N, NIELSEN BH, POULSEN OM, WURTZ H. Exposure-response relationship between gastrointestinal problems among waste collectors and bioaerosol exposure. *Scand J Work Environ Health.*, 1999, 25 (3), 238-245 (40 références)
- 46) IVENS UI, EBBEHOJ N, POULSEN OM, SKOV T. Season, equipment, and job function related to gastrointestinal problems in waste collectors. *Occup Environ Med.*, 1997, 54 (12), 861-867 (26 références)
- 47) IVENS UI, LASSEN JH, KALTOFT BS, SKOV T. Injuries among domestic waste collectors. *Am J Ind Med.*, 1998, 33 (2), 182-189 (11 références)
- 48) JARUP L, BRIGGS D, DE HOOGH C, MORRIS S, HURT C, LEWIN A, MAITLAND I, RICHARDSON S, WAKEFIELD J, ELLIOTT P. Cancer risks in populations living near landfill sites in Great Britain. *Br. J. Cancer*, 2002, 86 (11), 1732-1736 (31 références)
- 49) KHARRAZI M, VON BEHREN J, SMITH M, LOMAS T. A community-based study of adverse pregnancy outcomes near a large hazardous waste landfill in California. *Toxicol. Ind. Health*, 1997, 13, 2/3, 299-310 (7 références)
- 50) KIM JY, PARK JK, EMMONS B, ARMSTRONG DE. Survey of volatile organic compounds at a municipal solid waste cocomposting facility. *Water environ. Res.*, 1995, 67, (7), 1044-1051 (12 références)
- 51) KIRIVANTA H, TUOMAINEN A, REIMAN M, LAITINEN S, NEVALAINEN A, LIESIVUORI J. Exposure to airborne microorganisms and volatile organic compounds in different types of waste handling. *Ann Agric environ Med.*, 1999, 6 (1), 39-44 (24 références)
- 52) KITAMURA K, KIKUCHI Y, WATANABE S, WAECHTER G, SAKURAI H, TAKADA T. 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.*, 2000, 10, 262-270 (22 références)
- 53) KITAMURA K, YOSHIKAWA K, IWAWA M, NAGAO M. Justification of measurement of eight congeners levels instead of twenty congeners of dioxins for mass screening of human exposure. *J. toxicol. Sci.*, 2001, 26 (3), 163-168 (12 références)
- 54) KOBLANTZ S.M., TEIGER D.G., KITTO M.E., DUTKIEWICZ V.A., MATUSZEK J.M., HUSAIN L. Impact assessment of emissions from a municipal waste incinerator. *Environ. Monit. Assess.*, 1997, 45, 21-42 (18 références)
- 55) KUMAGAI S, KODA S, MIYAKITA T, UENO M. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in serum samples of workers at intermittently burning municipal waste incinerators in Japan. *Occup. environ. Med.*, 2002, 59 (6), 362-368 (30 références)
- 56) KUMAGAI S, KODA S, MIYAKITA T, YAMAGUCHI H, KATAGI K, YASUDA N. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofuran concentrations in the serum samples of workers at continuously burning municipal incinerators in Japan. *Occup. environ. Med.*, 2000, 57, 204-210 (35 références)
- 57) KURTTIO P, JUHA PEKKANEN, GEORG ALFTHAN, PAUNIO M, JAAKKOLA JJK, HEINONEN OP. Increase mercury exposure in inhabitants living in the vicinity of a

-
- hazardous waste incinerator: a 10 year follow up. *Arch. environ. Health.*, 1998, 53, 2, 129-137 (19 références)
- 58) LAVOIE J, ALIE R. Determining the characteristics to be considered from a worker health and safety standpoint in household waste sorting and composting plants. *Ann. Agric. Environ. Med.*, 1997, 4, 123-128 (38 références)
- 59) LAVOIE J, GUERTIN S. Evaluation of health and safety risks in municipal solid waste recycling plants. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 2001, 51 (3), 352-360 (31 références)
- 60) LLOBET J.M., GRANERO S., TORRES A., SCHUHMACHER M., DOMINGO J.L. Biological monitoring of environmental pollution and human exposure to metals in Tarragona, Spain - Part I : Blood levels. *Trace Elements and Electrolytes*, 1998, 15, 2, 76-80
- 61) MA HW, LAI YL, CHAN CC. Transfer of dioxin risk between nine major municipal waste incinerators in Taiwan. *Environ. Int.*, 2002, 28 (1-2), 103-110 (20 références)
- 62) MAITRE A, COLLOT-FERTEY D, ANZIVINO L, MARQUES M, HOURS M, STOKLOV M. Municipal waste incinerators: air and biological monitoring of workers for exposure to particles, metals, and organic compounds. *Occup. environ. Med.*, 2003, 60 (8), 563-569 (33 références)
- 63) MALKIN R., BRANDT-RAUF P., GRAZIANO J., PARIDES M. Blood lead levels in incinerator workers. *Environ. Res.*, 1992, 59, 265-270 (10 références)
- 64) MARSHALL EG, GEENSBURG LJ, DERES DA, GEARY NS, CAYO MR. Maternal residential exposure to hazardous wastes and risk of central nervous system and musculoskeletal birth defects. *Arch. environ. Health*, 1997, 52, (6), 416-425 (14 références)
- 65) MIQUEL G, POIGNANT S. Les nouvelles techniques de recyclage et de revalorisation des déchets ménagers et des déchets industriels banals. Rapport 415 (98-99) de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. 09/06/1999
- 66) NEDELLEC V, MOSQUERON L. Recensement des agents émis lors des déversements d'ordures ménagères en situation professionnelle et identification des dangers par inhalation. *Environnement, Risques et Santé*, 2002, 1, 3, 164-177 (65 références)
- 67) NERRIERE E, ZMIROU D. Evaluation du risque pour la santé lié aux émissions atmosphériques des incinérateurs soumis aux nouvelles valeurs limites de l'Union européenne. Rapport au Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. Institut Universitaire d'Hygiène et de santé Publique, 2001, Nancy.
- 68) NIELSEN BH, NIELSEN EM, BREUM NO. Seasonal variation in bioaerosol exposure during biowaste collection and measurements of leaked percolate. *Waste Manage. Res.*, 2000, 18, 64-72 (25 références)
- 69) NIELSEN EM, BREUM NO, NIELSEN BH, WURTZ H, POULSEN OM, MIDTGAARD U. Bioaerosol exposure in waste collection: a comparative study on the significance of collection equipment, type of waste and seasonal variation. *Ann. occup. Hyg.*, 1997, 41 (3), 325-344 (36 références)
- 70) NOUWEN J, CORNELIS C, DE FRE R, WEVERS M, VIAENE P, MENSINK C, PATYN J, VERSCHAEVE L, HOOGHE R, MAES A, COLLIER M, SCHOETERS G, VAN CLEUVENBERGEN R, GEUZENS P. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere*, 2001, 43, 909-923 (38 références)

-
- 71) NRC (National Research Council). Waste incineration and public health. 2000. ISBN 0-309-06371-X, Washington, DC. National Academy Press
- 72) NRC. (National Research Council). Committee on the Institutional Means for Assessment of Risks to Public Health. Risk Assessment in the Federal Government: Managing the process. National Academy Press, Washington (DC), USA, 1983
- 73) PÄPKE O. PCDD/PCDF: human background data for Germany, a 10-year experience. *Environ. Health Perspect. Suppl.*, 1998, 106, (2), 723-731 (35 références)
- 74) PÄPKE O., BALL M., LIS A. Potential occupational exposure of municipal waste incinerator workers with PCDD/PCDF. *Chemosphere*, 1993, 27, (1-3), 203-209 (5 références)
- 75) PAUSTENBACH DJ. Important recent advances in the practice of health risk assessment: implications for the 1990s. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1989, 10, (3), 204-243.
- 76) PEDERSEN B.A., HIGGINS G.M. Evaluation of chemical exposures in the hazardous waste industry. *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 1995, 45, (2), 89-94 (6 références)
- 77) POULSEN OM, BREUM NO, EBBEHOJ N, HANSEN AM, IVENS UI, VAN LELIEVELD D, MALMROS P, MATTHIASSEN L, NIELSEN BH, NIELSEN EM, SCHIBYE B, SKOV T, STENBAEK EI, WILKINS CK. Collection of domestic waste. Review of occupational health problems and their possible causes. *Sci total Environ.*, 1995a, 170 (1-2), 1-19 Review (80 références)
- 78) POULSEN OM, BREUM NO, EBBEHOJ N, HANSEN AM, IVENS UI, VAN LELIEVELD D, MALMROS P, MATTHIASSEN L, NIELSEN BH, NIELSEN EM. Sorting and recycling of domestic waste. Review of occupational health problems and their possible causes. *Sci total Environ.*, 1995b, 168 (1), 33-56. Review (88 références)
- 79) RAHKONEN P, MALMEN Y, ETTALA M. Work safety in collection and transport of hazardous wastes. *Waste Manage. Res.*, 1992a, 10, 217-226 (13 références)
- 80) RAHKONEN P. Airborne contaminants at waste treatment plants. *Waste Manage. Res.*, 1992b, 10, 411-421 (19 références)
- 81) RAPITI E, SPERATI A, FANO V, DELL'ORCO V, FORASTIERE F. Mortality among workers at municipal waste incinerators in Rome: a retrospective cohort study. *Am. J. ind. Med.*, 1997, 31, 659-661 (20 références)
- 82) SCHIBYE B, SOGAARD K, MARTINSEN D, KLAUSEN K. Mechanical load on the low back and shoulders during pushing and pulling of two-wheeled waste containers compared with lifting and carrying of bags and bins. *Clin. Biomech.* (Bristol Avon), 2001, 16 (7), 549-559 (30 références)
- 83) SCHUHMACHER M, DOMINGO JL, AGRAMUNT MC, BOCIO A, MULLER L. Biological monitoring of metals and organic substances in hazardous-waste incineration workers. *Int. Arch. occup. environ. Health*, 2002, 75 (7), 500-506 (62 références)
- 84) SCHUHMACHER M, MENESES M, XIFRO A, DOMINGO JL. The use of Monte-Carlo simulation techniques for risk assessment: study of a municipal waste incinerator. *Chemosphere*, 2001, 43 -4-7), 787-789 (22 references)
- 85) SFSP. L'incinération des déchets et la santé publique. Collection Santé et Société n° 7, Société Française de Santé publique.
- 86) SHY CM, DEGNAN D, FOX DL, MUKERJEE S, HAZUCHA MJ, BOEHLECKE BA, ROTHENBACHER D, BRIGGS PM, DEVLIN RB, WALLACE DD, STEVENS RK, BROMBERG PA. Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air

-
- quality and epidemiological study of six communities. *Environ. Health Perspect.*, 1995, 103, (7-8), 714-724 (25 références)
- 87) SIGSGAARD T, ABEL A, DONBAEK L, MALMROS P. Lung function changes among recycling workers exposed to organic dust. *Am. J. ind. Med.*, 1994, 25, 69-72 (9 références)
- 88) SOSNIAK WA, KAYE WE, GOMEZ TM. Data linkage to explore the risk of low birthweight associated with maternal proximity to hazardous waste sites from the national priorities list. *Arch. environ. Health*, 1994, 49, (4), 251-255 (20 références)
- 89) THORN J, BEIJER L, RYLANDER R. Airways inflammation and glucan exposure among household waste collectors. *Am. J. ind. Med.*, 1998, 33 (5), 463-470 (27 références)
- 90) THORN J. Seasonal variations in exposure to microbial cell wall components among household waste collectors. *Ann. Occup. Hyg.*, 2001, 45 (2), 153-156 (18 références)
- 91) TOLVANEN OK, HÄNNINEN KI, VEIJANEN A, VILLBERG K. Occupational hygiene in biowaste composting. *Waste Manage. Res.*, 1998, 16, 6, 525-540 (46 références)
- 92) TOLVANEN OK, VIILOS P, HÄNNINEN KI, VEIJANEN A. Occupational hygiene at a drum composting plant in Hyvinkää, Finland. Proceedings ORBIT 99, 1999, 629-635 (19 références)
- 93) TOLVANEN OK. Airborne bio-aerosols and noise in a dry waste treatment plant in Pietarsaari, Finland. *Waste Manag Res.*, 2001, 19 (2), 108-114 (22 références)
- 94) US-EPA. (United States Environmental Protection Agency). Risk assessment guidance for Superfund. Volume I : Human health evaluation manual. Supplemental guidance: Standard default exposure factors. US-EPA, Washington DC, USA, 1991, 17 pages + annexes
- 95) US-EPA. (United States Environmental Protection Agency). Supplemental risk assessment guidance for the Superfund program. Part 1 : Guidance for public health risk assessments. Part 2: Guidance for ecological risk assessments. US-EPA, Boston, USA, 1989b, 107 pages
- 96) VIEL JF, ARVEUX P, BAVEREL J, CAHN JY. Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am. J. Epidemiol.*, 2000, 152, 13-19 (20 références)
- 97) VRIJHEID M, DOLK H, ARMSTRONG B, ABRAMSKY L, BIANCHI F, FAZARINC I, GARNE E, IDE R, NELEN V, ROBERT E, SCOTT JES, STONE D, TENCONI R. Chromosomal congenital anomalies and residence near hazardous waste landfill sites. *Lancet*, 2002, 359, 320-322 (5 références)
- 98) VRIJHEID M. Health effects of residence near hazardous waste landfill sites: a review of epidemiologic literature. *Environ. Health Perspect.*, 2000, 108 (suppl 1), 101-112 (76 références)
- 99) WILLIAMS A, JALALUDIN B. Cancer incidence and mortality around a hazardous waste depot. *Aust. N. Z. J. Public Health*, 1998, 22, 3, 342-346 (20 références)
- 100) WOUTERS I, DOUWES J, DOEKES G, THORNE PS, BRUNEKREEF B, HEEDERIK DJJ. Increased levels of markers of microbial exposure in homes with indoor storage of organic household waste. *Appl. environ. Microbiol.*, 2000, 66, (2), 627-631 (26 références)
- 101) WOUTERS IM, HILHORST SKM, KLEPPE P, DOEKES G, DOUWES J, PERETZ C, HEEDERICK D. Upper airway inflammation and respiratory symptoms in domestic waste collectors. *Occup.eEnviron. Med.*, 2002, 59 (2), 106-112 (38 références)

-
- 102) WRBITZKY R, GOEN T, LETZEL S, FRANK F, ANGERER J. Internal exposure of waste incineration workers to organic and inorganic substances. *Int. Arch. occup. environ. Health*, 1995, 68, 13-21 (20 références)
- 103) YOSHIDA K, IKEDA S, NAKANISHI J. Assessment of human risk of dioxins in Japan. *Chemosphere*, 2000, 40, 177-185 (48 références)