

Les nouvelles exigences en matière d'impact sur la santé des projets d'aménagement industriel et de transport

Analyse des méthodes existantes



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

**LES NOUVELLES EXIGENCES EN MATIERE D'IMPACT
SUR LA SANTE DES PROJETS D'AMENAGEMENT
INDUSTRIEL ET DE TRANSPORT**

ANALYSE DES METHODES EXISTANTES

RAPPORT FINAL

janvier 2001

Ph. THOUMELIN - Réseau Santé Déchets

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, Les nouvelles exigences en matière d'impact sur la santé des projets d'aménagement industriel et de transport : analyse des méthodes existantes, 2001, 138 p, n°99-0655/1A.

- ✓ Ces travaux ont reçu le soutien de l'ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie)
www.ademe.fr

© RECORD, 2001

RESUME	6
ACRONYMES ET ABREVIATIONS UTILISES.....	7
I - INTRODUCTION	10
II – LE VOLET SANITAIRE DANS LES ÉTUDES D’IMPACT EN FRANCE	13
1- Historique	13
a) Les textes de 1976	13
b) Les textes de 1992/1993	15
c) Les derniers textes parus	16
2- Champ d’application	16
3- L’enquête auprès des D.D.A.S.S.....	17
4- La méthode d’évaluation des effets sur la santé dans l’étude d’impact installations classées proposée par le M.A.T.E.....	17
5- Le guide de l’InVS pour analyser le volet sanitaire des études d’impact.....	19
III – PRINCIPES DE LA DEMARCHE D’EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES (E.R.S.).....	20
1- Identification des dangers	22
a) Les effets non cancérogènes non génotoxiques (et non mutagènes)	23
b) Les effets cancérogènes génotoxiques (et mutagènes)	23
2- Étude de la relation dose-réponse.....	25
a) Effets chroniques à seuil (déterministes)	26
b) Effets chroniques sans seuil (stochastiques).....	27
3- Estimation de l’exposition	28
a) Estimation de l’exposition par méthodes directes.....	28
b) Estimation de l’exposition par méthodes indirectes	29
4- Caractérisation du risque.....	29
a) Effets toxiques réputés à seuil.....	29
b) Effets toxiques réputés sans seuil	30
c) Analyse de l’incertitude	30
IV – COMMENT APPLIQUER LA DÉMARCHE D’ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES (E.R.S.) AU CAS DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES DÉCHETS (L’IMPACT DES POLLUANTS CHIMIQUES)	32
1- L’identification des dangers :	33
Quelles sources consulter pour établir la liste des agents et substances chimiques et préciser leur potentiel dangereux :	36
2- La définition des relations dose-réponse.....	38
Quelles sources consulter pour la recherche des valeurs toxicologiques de référence (V.T.R.) :	41
3- L’évaluation de l’exposition humaine	43
a) Les voies d’exposition	43
1) la voie directe.....	43

2) la voie indirecte.....	43
b) Le transfert des contaminants au travers des chaînes biologiques.....	44
c) Scénario d'exposition :	45
d) Données utilisées :	47
1) Données d'émission	48
Quelles sources consulter pour la recherche des résultats des mesures des émissions des installations dans l'environnement :	48
2) Données de population.....	48
3) Données de météorologie.....	49
4) Données d'alimentation.....	49
Quelles sources consulter pour la recherche des données de population ou de consommation et des données météorologiques :	49
e) Modélisation de l'exposition.....	50
1) Exposition par inhalation	50
2) Exposition par ingestion	51
3) Exposition par contact cutané	51
Quelles sources consulter pour la modélisation des transferts.....	52
ou des émissions :	52
4- La caractérisation du risque	52
a) Polluants à effet cancérigène ou à effet systémique sans seuil	52
1) Impact par voie respiratoire des émissions de polluants traceurs	53
2) Impact par voie orale des émissions de polluants traceurs	53
3) Impact des émissions de traceurs exerçant une même toxicité par les 2 voies.....	53
b) Polluants à effet systémique avec seuil.....	53
1) Impact par voie respiratoire	54
2) Impact par voie orale	54
3) Exposition par les 2 voies d'exposition :	55
<i>V – L'IMPACT DES MICRO-ORGANISMES.....</i>	<i>56</i>
1- Les micro-organismes dans les déchets.....	56
2- Les niveaux d'exposition aux micro-organismes au voisinage des centres de traitement des déchets :	57
<i>VI – L'IMPACT SONORE</i>	<i>58</i>
<i>VII – L'IMPACT DES TRANSPORTS SUR LA POLLUTION DE L'AIR.....</i>	<i>61</i>
<i>VIII – ÉCUEILS A ÉVITER.....</i>	<i>62</i>
<i>IX - CONCLUSIONS.....</i>	<i>64</i>
<i>X - GLOSSAIRE.....</i>	<i>68</i>
<i>XI - BIBLIOGRAPHIE.....</i>	<i>75</i>
<i>XII – BIBLIOGRAPHIE COMPLEMENTAIRE.....</i>	<i>86</i>
<i>XIII - ANNEXES.....</i>	<i>90</i>
ANNEXE I Réglementation.....	90
ANNEXE II Les exemples d'application de la démarche d'évaluation quantitative des risques dans le cas des sites pollués et des installations de traitement des déchets.....	93
1- Présentation de la démarche suivie	93
a) Dans le cas des sols pollués	93

b) Dans le cas des incinérateurs de déchets	95
c) Le cas particulier de l'eau potable	96
2- Identification des dangers	97
a) Recensement des polluants et choix des traceurs.....	97
1) Dans le cas des sols pollués	97
2) Dans le cas des incinérateurs de déchets	98
3) Dans le cas de l'eau potable.....	99
b) Caractérisation du potentiel dangereux.....	100
1) Dans le cas des polluants chimiques.....	100
2) Dans le cas des contaminants microbiologiques de l'eau potable.....	101
3- Définition des relations dose-effet.....	101
a) Dans le cas des polluants chimiques	101
b) Dans le cas des contaminants microbiologiques de l'eau potable.....	102
4- Expositions des populations.....	102
a) Dans le cas des sites pollués	102
b) Dans le cas des incinérateurs de déchets	103
c) Dans le cas de l'eau potable	104
5- Caractérisation du risque	105
a) Dans le cas des sols pollués	105
b) Dans le cas des incinérateurs de déchets	107
c) Dans le cas des contaminants microbiologiques de l'eau potable	108

ANNEXE III Exemples de mesures de l'exposition des populations au voisinage des sites pollués et des installations de traitement des déchets.....110

ANNEXE IV La place de l'épidémiologie dans l'évaluation des effets sur la santé des installations de traitement des déchets.....114

1- Objet de l'épidémiologie	115
2- Instruments méthodologiques	116
a) Évaluation du risque en épidémiologie.....	116
b) Les différents type d'enquêtes	117
3- Exemples d'études épidémiologiques dans le domaine des installations de traitement des déchets	120
a) Les études transversales	121
1) Effets psychosociaux, perception et communication sur le risque au voisinage d'installations de traitement des déchets.....	121
2) Effets sur la santé au voisinage de décharges et sites pollués	124
3) Effets sur la santé liés à des sites pollués par les activités industrielles	125
4) Effets sur la santé au voisinage d'incinérateurs.....	127
5) Limites des études transversales publiées relatives aux effets sur la santé des installations de traitement des déchets	128
b) Les investigations de « cluster »	130
c) Les études cas-témoins.....	131
1) Dans le cas de sites de stockage de déchets.....	131
2) Dans le cas d'incinérateurs de déchets	132
3) Limites des études cas-témoins publiées relatives aux effets sur la santé des installations de traitement des déchets	133
d) Les études de cohorte.....	134
1) Dans le cas de sites de stockage de déchets.....	135
2) Dans le cas d'incinérateurs de déchets	135

3) Limites des études de cohorte publiées relatives aux effets sur la santé des installations de traitement des déchets	136
e) Conclusions sur les études épidémiologiques relatives aux installations de traitement des déchets	136

RESUME

Les études préalables à la réalisation d'aménagements ou d'ouvrages qui, par l'importance de leurs dimensions ou leurs incidences sur le milieu naturel, peuvent porter atteinte à ce dernier, doivent comporter **une étude d'impact** permettant d'en apprécier les conséquences (loi de protection de la nature du 10/07/1976). Doivent être étudiés **les effets du projet sur la santé** et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables du projet pour l'environnement **et la santé** (loi sur l'air du 30/12/1996).

Le présent rapport présente aux industriels les principes généraux et les concepts de la démarche retenue pour conduire **les évaluations des effets sur la santé dans les études d'impact**. Cette démarche est aujourd'hui bien identifiée sous les termes **d'Évaluation des Risques Sanitaires** (E.R.S.). A partir des exemples d'application de la démarche aux sites et sols pollués et des exemples conduits sur les installations de traitement thermique des déchets, le rapport propose des orientations pour mener les futures études d'évaluation des effets sur la santé des projets d'aménagement industriel ou de transport.

Mots-clés : Déchets ménagers, déchets industriels, traitement des déchets, incinérateur, pollution atmosphérique, pollution du sol, pollution de la chaîne alimentaire, effets sur la santé, évaluation du risque, polluant traceur, modèle de dispersion, épidémiologie

Key words : Municipal solid waste, hazardous waste, waste treatment, incinerator, atmospheric pollution, soil pollution, food chain pollution, health risks, risk assessment, tracer pollutant, dispersion model, epidemiology

ACRONYMES ET ABREVIATIONS UTILISES

- A.D.E.M.E. : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie
- A.E.P. : Adduction Eau Potable
- A.G.H.T.M. : Association Générale des Hygiénistes et Techniciens Municipaux
- A.T.S.D.R. : Agency for Toxic Substances and Disease Registry (États-Unis)
- A.U.G. : Ancienne usine à gaz
- BaP : Benzo(a)pyrène
- B.R.G.M. : Bureau de Recherches Géologiques et Minières
- C.I.R.C. : Centre International de Recherche sur le Cancer
- C.O.V. : Composés organiques volatils
- C.P.P. : Comité de la Prévention et de la Précaution
- C.RE.DO.C. : Centre de Recherche et de Documentation sur les Consommations
- C.Rf : concentration de référence (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$)
- C.S.H.P.F. : Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France
- C.S.P. : catégorie socioprofessionnelle
- Cfu : Colony forming unit (unités formant colonies)
- D.D.A.S.S. : Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales
- D.G.S. : Direction Générale de la Santé
- D.H.A. : Dose Hebdomadaire Admissible
- D.H.T. : Dose Hebdomadaire Tolérable
- D.I.₅₀ : Dose infectieuse pour 50% des sujets
- D.J.A. : Dose Journalière Admissible ou Dose Journalière Acceptable
- D.L₅₀ : Dose Létale 50% (expérimentalement dose qui entraîne 50% de décès parmi les animaux traités)
- D.M.E.N.O. : Dose Minimale pour laquelle un Effet Nocif est Observé (ou en anglais Lowest Observed Adverse Effect Level-LOAEL)
- D.M.I : Doses minimales infectantes
- D.R.I.R.E. : Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement
- D.Rf : dose de référence (en $\mu\text{g}/\text{kg.j}$)
- D.S.E.N.O. : Dose Sans Effet Nocif Observé (ou en anglais No Observed Adverse Effect Level-NOAEL)
- EqRfD_(o,r,c) : Equivalent d'une RfD_(orale, respiratoire, cutanée)
- EqRfC : Equivalent d'une RfC
- E.D. : Equivalent-Dioxine
- E.D.R. : Évaluation détaillée des risques
- E.Q.R. : Évaluation Quantitative des Risques
- E.Q.R.S. : Évaluation Quantitative des Risques Sanitaires

E.R.C. : Excès de risque collectif
 E.R.I. : Excès de risque individuel
 E.R.U. : Excès de Risque Unitaire exprimé en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$
 E.S.R. : Évaluation simplifiée des risques
 E.V.R. : Évaluation des Risques
 H.A.M. : Hydrocarbures aromatiques monocycliques
 H.A.P. : Hydrocarbures aromatiques polycycliques
 H.A.P.C. : Hydrocarbures aromatiques polycycliques chlorés
 H.A.P.H. : Hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés
 H.E.S.P. : Human exposure to soil pollutants
 H.S.D.B. : Hazardous Substance Data Basis
 I.B.E. : Indices biologiques d'exposition (en milieu professionnel)
 I.C.P.E. : Installation Classée pour la Protection de l'Environnement
 I.N.R.E.T.S. : Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité
 I.N.E.RIS : Institut National de l'Environnement industriel et des RISques
 I.N.R.S. : Institut National de Recherche et de Sécurité
 I.N.S.E.E. : Institut national de la statistique et des études économiques
 I.N.S.E.R.M. : Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale
 I.P.C.S. : International Programme on Chemical Safety (Programme International pour la Sécurité des Produits Chimiques)
 I.R.I.S. : Integrated Risk Information System
 I.U.R. : Inhalation Unit Risk
 In.V.S. : Institut de Veille Sanitaire (ex R.N.S.P. voir ce sigle)
 LAeq : Niveau énergétique équivalent en décibel pondéré A
 LAmax : Niveau énergétique équivalent maximum
 Leq : Abréviation de Level equivalent (niveau énergétique équivalent en décibel sur une période de temps donné)
 L.M.R. : Limites Maximales de Résidus
 L.O.A.E.L. : Lowest Observed Adverse Effect Level (niveau du plus petit effet délétère observé)
 mg/kg : Milligramme (de toxique) par kilogramme (de sol sec) – équivalent au ppm
 mg/kg.j : Milligramme (de toxique) par kilogramme (de poids corporel) par jour (d'exposition)
 mg/m³ : Milligramme (de toxique) par mètre cube (d'air inhalé)
 M.A.T.E. : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement
 M.R.L. : Minimal Risk Level
 N.I.O.S.H. : National Institute for Occupational Safety and Health (USA)
 N.O.E.L. ou N.O.A.E.L. : No Observed (Adverse) Effect Level (niveau sans effet délétère observé)
 O.M. : Ordures ménagères

O.M.S. : Organisation Mondiale de la Santé
O.R. : Odds Ratio (ou rapport des cotes)
O.R.S. : Observatoire Régional de la Santé
P.C.B. : Polychlorobiphényles
P.C.D.D. : Polychlorodibenzo-p-dioxines
P.C.D.F. : Polychlorodibenzo-furanes
P.C.I. : Pouvoir calorifique inférieur (d'une tonne de déchets avant recyclage)
P.O.S. : Plan d'Occupation des Sols
PM₁₀ : Particules de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 10 µm
PM_{2,5} : Particules fines de diamètre aérodynamique moyen inférieur à 2,5 µm
Q.D. : Quotient de danger
R.E.F.I.O.M. : Résidus de l'épuration des fumées des ordures ménagères
R.E.F.I.D.I.S. : Résidus de l'épuration des fumées des déchets industriels spéciaux
R.E.S.E. : Réseau d'Échange en Santé Environnement
R.I.V.M. : Rijksinstituut voor de Volksgezondheid en Milieuhygiene (National Institute of Public Health and the Environment) (Netherlands)
R.R. : Risque relatif (rapport des risques)
R.T.I. : Research Triangle Institute
R.T.E.C.S. : Registry of Toxic Effects of Chemical Substances, édité par le N.I.O.S.H.
Rf.C. : Reference concentration (concentration de référence)
Rf.D. : Reference dose (dose de référence pour la voie orale, respiratoire, cutanée)
S.F : Slope factor
S.F.S.P. : Société Française de Santé Publique
S.T.E.P. : Station d'Épuration (des Eaux Usées)
T.E.A.M. : Etude de type "exposition totale de polluant"
T.E.P. : Tonnes équivalent pétrole
T.L.V. : Threshold Limit Value (valeur seuil)
T.N.O. : Organisme hollandais pour la recherche scientifique appliquée
T.R.I. : Toxic Chemical Release Inventory
T.S.P. : Particules totales en suspension
T.E.Q. : Équivalent toxique
U.I.O.M. : Unité d'incinération des ordures ménagères
U.S.-E.P.A. : United States - Environmental Protection Agency (États-Unis)
V.M.E. : Valeur moyenne d'exposition (en milieu professionnel)
V.T.R. : Valeur toxicologique de référence
W.H.O : World Health Organisation (en français O.M.S. : Organisation Mondiale de la Santé)

I - INTRODUCTION

Afin de protéger la santé des populations au voisinage de travaux, d'installations industrielles ou d'aménagements susceptibles d'émettre des substances polluantes dans l'environnement, le législateur a souhaité anticiper la survenue des dommages en demandant aux pétitionnaires de produire une étude de l'impact potentiel de leur projet. Cette étude doit s'intéresser aux risques pour l'environnement et la santé publique.

Depuis 1996, l'étude des effets du projet sur la santé a été renforcée dans la loi du 10 juillet 1976 en vigueur. Les autorités administratives en charge des questions de santé et d'environnement ont présenté des indications relatives à la forme à donner à cette étude. La démarche à suivre est maintenant bien identifiée sous l'appellation d'évaluation des risques sanitaires (E.R.S.). Elle est aussi connue sous les termes d'évaluation des risques (E.R.), d'évaluation quantitative du risque (E.Q.R.), ou d'évaluation quantitative des risques sanitaires (E.Q.R.S.).

Un outil d'appréciation de la qualité de l'étude des effets sur la santé dans les études d'impact, qui s'inspire largement de la démarche d'évaluation des risques sanitaires, a été diffusé aux services de l'État chargés de donner un avis sanitaire sur les dossiers présentés aux préfets.

Il paraît donc tout à fait souhaitable que l'étude des effets sur la santé dans les futures études de l'impact des projets d'aménagement et de transport qui seront présentées à l'administration s'inspire de cette démarche. Le présent rapport présente les principes généraux et les concepts qui sous tendent cette démarche afin de faciliter son emploi par les personnes en charge de l'élaboration de l'étude des effets sur la santé dans les études d'impact auprès des industriels.

La démarche d'évaluation du risque a été peu employée en France jusqu'à présent. Ses principales applications dans le domaine des déchets ont concerné les risques chimiques liés à la pollution des sols ou aux émissions atmosphériques des incinérateurs de déchets. Il n'existe pas encore à notre connaissance d'évaluation du risque publiée qui ait porté sur des installations de stockage des déchets ni sur des installations de compostage. Diverses études sont en cours chez des partenaires du Réseau Santé-Déchets pour caractériser les émissions et les expositions des populations au voisinage d'installations de tri ou de stockage de déchets. Ces données pourraient être utilisées pour conduire des évaluations quantitatives des risques sanitaires auprès des populations résidant au voisinage des sites étudiés.

Nous présentons en annexe II quelques illustrations de l'E.R.S. appliquée aux sols pollués et au traitement thermique des déchets. Les principaux exemples que nous avons retenus sont les études conduites sur les sites de Gennevilliers et de la SO.DA.IN pour les sols pollués et les

deux études de l'équipe du laboratoire de santé publique de l'Université Grenoble I relative aux incinérateurs de déchets [EMPEREUR-BISSONNET 1996, ADEME 1999, BOUDET 1999, SFSP 1999]. Ces exemples qui utilisent divers scénarios d'exposition des populations afin de conduire l'évaluation quantitative du risque seront de bons guides pour les futurs évaluateurs des projets d'installation de traitement de déchets. En complément, nous avons inclus un exemple d'application de la démarche d'évaluation du risque dans le cas des risques microbiologiques liés à la consommation d'eau potable [GOFTI 1997]. Cet exemple, qui aborde spécifiquement la question de la consommation d'eau, complète utilement les exemples précédents car il traite du risque microbiologique et montre ainsi, dans un domaine très différent, le caractère très général de la démarche d'évaluation du risque.

L'exposition de la population au voisinage des installations de traitement des déchets se fait essentiellement à partir des émissions aériennes de polluants, accessoirement à partir des contacts avec les poussières du sol, voire par la consommation d'eau ou d'aliments pollués. A partir des références rassemblées au sein de la base bibliographique que le Réseau Santé-Déchets a constitué avec le soutien de RE.CO.R.D., nous présentons des exemples de mesures de l'exposition au voisinage d'installations de traitement des déchets (annexe III).

Les voies d'exposition respiratoire, digestive et cutanée sont prises en compte dans le cas de sols pollués. Pour les incinérateurs de déchets, seules les émissions atmosphériques de polluants ont fait l'objet d'évaluation quantitative du risque dans les études publiées. L'exposition directe par inhalation et l'exposition indirecte par ingestion d'aliments contaminés ont été considérées. Les autres voies d'émissions de polluants, par les résidus solides ou les rejets liquides, n'ont pu faire l'objet de cette évaluation faute de données suffisantes concernant les conditions d'exposition des populations ; des travaux sont en cours, notamment au sein de l'A.G.H.T.M., pour combler ces lacunes.

Les évaluations des risques sanitaires en rapport avec les utilisations des sous-produits issus d'une filière de traitement des déchets sortent du cadre de l'étude d'impact qui s'intéresse aux risques sanitaires pour la population au voisinage d'une installation. En effet, pour être pertinentes, ces évaluations devraient largement dépasser le strict cadre local et s'intéresser à des populations potentiellement exposées bien au delà des installations ayant produit les effluents considérés.

Les installations de traitement des déchets occasionnent un trafic routier important qui génère une pollution atmosphérique d'origine automobile. Si cette pollution fait l'objet d'études épidémiologiques nombreuses afin de mettre en évidence les relations existant entre la pollution atmosphérique d'origine automobile et la survenue de maladies respiratoires notamment, il n'a pas encore été mené d'étude d'évaluation du risque sanitaire appliquée à un équipement routier ou au trafic généré par une installation industrielle. Des réflexions

méthodologiques sont en cours, notamment, en France, au niveau de l'I.N.R.E.T.S. (Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité).

Les installations de traitement des déchets sont la source d'autres nuisances pour leur environnement. La réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement limite les bruits émis dans l'environnement. Cependant, les effets du bruit des installations ou des moyens de transport mis en œuvre pour l'approvisionnement ou l'évacuation des matières n'ont pas fait pour l'instant l'objet d'évaluation du risque sanitaire vis-à-vis des populations riveraines.

L'épidémiologie est souvent citée comme un outil pour identifier les risques des projets d'aménagements ou de transport. Utilisant les références de la base bibliographie du R.S.D., nous tentons de montrer où se trouve la place, certes importante mais cependant limitée, de l'épidémiologie dans l'ensemble de la démarche depuis l'identification du potentiel dangereux des substances jusqu'au calcul du risque en rapport avec l'exposition à ces substances (annexe IV).

Dans la rédaction finale de l'étude des effets sur la santé dans l'étude d'impact d'une installation de traitement des déchets, l'évaluateur aura des choix à faire. Ces choix concerneront notamment les polluants à prendre en compte et l'établissement des scénarii à retenir pour évaluer l'exposition de la population. Le présent travail lui fournit des exemples d'évaluation des risques sanitaires qui l'aideront dans sa démarche.

Lors de l'évaluation de l'impact sanitaire de l'installation étudiée, l'évaluateur devra également prendre en compte l'impact des autres sources de pollution sur la population du voisinage. Le niveau acceptable pour la population sera en effet apprécié par les autorités administratives comme le résultat de l'impact sanitaire cumulé des différentes sources du site étudié.

Si les études d'évaluation des risques publiées se sont principalement intéressées aux effets des polluants chimiques sur la santé, les études épidémiologiques montrent la grande importance pour le public du bruit et du trafic liés à une installation et des odeurs générées par celle-ci. Dans ces domaines, l'évaluateur devra établir la liste des dangers potentiels de l'installation en projet même s'il n'est pas possible de quantifier le risque pour la population.

Dans tout projet d'installation présumée polluante, les études publiées consacrent la grande importance de la dimension « psychosociale » des risques sanitaires et l'intérêt majeur d'une bonne communication sur les risques.

II – LE VOLET SANITAIRE DANS LES ÉTUDES D'IMPACT EN FRANCE

1- Historique

a) Les textes de 1976

C'est la loi du 10 juillet 1976, relative à la protection de la nature, qui introduit en France dans un texte de loi de portée générale, la référence à la notion d'impact. Dans l'article 2, il est précisé que *« les travaux et projets d'aménagement qui sont entrepris par une collectivité publique ou qui nécessitent une autorisation ou une décision d'approbation ainsi que les documents d'urbanisme doivent respecter les préoccupations d'environnement... Les études préalables à la réalisation d'aménagements ou d'ouvrages qui, par l'importance de leurs dimensions ou leurs incidences sur le milieu naturel, peuvent porter atteinte à ce dernier, doivent comporter **une étude d'impact** permettant d'en apprécier les conséquences »*.

La même année, la loi du 19 juillet relative aux installations classées pour la protection de l'environnement vient également imposer un certain nombre d'études préalables à ce que l'on nommera désormais les I.C.P.E. Deux décrets d'application de ces textes permettent de définir le contenu et les domaines d'application de ces études préalables : le décret 77-1133 du 21 septembre 1977 (1^{er} alinéa du 4^o) modifié pris pour l'application de la loi du 19 juillet 1976, et le décret 77-1141 du 12 octobre 1977 (complété du décret n° 93-245 du 25 février 1993), pris pour l'application de la loi du 10 juillet 1976.

A l'issue de la parution de ces textes, toutes les activités, les installations ou les aménagements dépendent désormais d'un régime dit soit de simple déclaration soit d'autorisation préalable (sauf celles figurant en annexe du décret 77-1141). Dans le premier cas, les dossiers soumis à l'administration sont relativement simples et doivent servir à prouver le respect des prescriptions techniques minimales obligatoires. Dans le second cas, les dossiers soumis à l'administration doivent être beaucoup plus élaborés et doivent, à la fois, apporter la preuve du respect des prescriptions techniques minimales obligatoires et démontrer que tout est mis en œuvre pour limiter les nuisances ou dangers potentiellement générés, après les avoir analysés. Les dossiers soumis à autorisation préalable sont en plus, généralement, soumis à une enquête publique.

Une liste limitative des aménagements, ouvrages et travaux qui ne sont pas soumis à la procédure de l'étude d'impact au titre des deux lois de 1976 figure dans les annexes I et II du décret 77-1141 pris pour l'application de l'article 2 de la loi sur la protection de la nature. Le contenu et les objectifs de l'étude d'impact sont précisés à l'article 2, alinéa 2 du décret précité. La lecture de cet article montre que les principales préoccupations des études

d'impact instaurées par la loi du 10 juillet 1976 n'étaient que fort peu directement en lien avec des préoccupations sanitaires mais que celles-ci pouvaient (et auraient dû ?) être prise en compte : « *Une analyse des effets sur l'environnement, et en particulier sur les sites et paysages, la faune et la flore, les milieux naturels et les équilibres biologiques et, le cas échéant, sur la commodité du voisinage (bruits, vibrations, odeurs, émissions lumineuses), ou sur l'hygiène, la sécurité et la salubrité publique* ».

La loi du 19 juillet 1976 sur les installations classées pour la protection de l'environnement vise "d'une manière générale les installations ... qui peuvent présenter des dangers ou des inconvénients soit pour la commodité du voisinage soit **pour la santé**", elle concerne, entre autres, la production et l'élimination des déchets au sein de l'entreprise : elle fixe les règles d'ouverture, d'exploitation et de fermeture des entreprises industrielles qui peuvent provoquer des nuisances du fait de leur présence ou de leur fonctionnement. Les établissements concernés figurent dans la nomenclature des installations classées.

Des servitudes d'utilité publique peuvent être instituées "lorsqu'une demande d'autorisation concerne une installation ... susceptible de ... créer ... des risques très importants **pour la santé** ... des populations voisines".

La nomenclature précise que les stations de transit, les décharges, les établissements de traitement et d'incinération des déchets sont des installations classées et sont soumises à une procédure d'autorisation préalable.

Dans la nomenclature des installations classées, les installations de traitement sont classées dans la rubrique 322 pour les déchets ménagers et dans la rubrique 167 pour les déchets industriels quel que soit le procédé employé et quel que soit le volume ou le niveau d'activité. Ce régime d'autorisation préfectorale implique pour l'exploitant d'une installation des contraintes juridiques et techniques aux différents stades de l'implantation, de l'exploitation et de la cessation des activités.

La procédure d'autorisation débute par la constitution d'un dossier de demande d'autorisation où figurent **l'étude d'impact** et *l'étude de dangers*. Ces deux documents sont fondamentaux. Le dossier est ensuite instruit par les services du préfet. Il est soumis à diverses consultations et notamment à enquête publique. La procédure se termine par la délivrance (ou le refus) de l'autorisation sous la forme d'un arrêté du préfet qui contient les prescriptions (par exemple pour les rejets : les valeurs-limites de concentrations et de flux des divers polluants) que doit respecter l'industriel.

Par rapport aux prescriptions de la déclaration qui sont standardisées, les prescriptions de l'autorisation sont élaborées au cas par cas, sur mesure.

Cependant, des arrêtés ministériels peuvent être pris, ceux-ci fixent les dispositions minimales que doivent reprendre les arrêtés d'autorisation des installations classées pour la protection de

l'environnement. Le plus connu des arrêtés ministériels fixant des prescriptions techniques est l'arrêté ministériel du 2 février 1998, dit arrêté intégré, qui concerne un grand nombre d'activités industrielles. Les installations de traitement (incinération, compostage...), stockage et transit de résidus urbains ou de déchets industriels sont exclus du champ d'application de cet arrêté.

Le service de l'inspection des installations classées pour la protection de l'environnement au sein des directions régionales de l'industrie, de la recherche et de l'environnement, est chargé, sous l'autorité des Préfets du contrôle de l'application des réglementations prises au titre de cette loi. Le préfet dispose de nombreux moyens de sanctions administratives (mise en demeure, consignation de sommes, exécution d'office, suspension de l'autorisation, fermeture) en cas de non-respect des prescriptions.

Soulignons enfin que le droit des tiers est toujours préservé même si l'industriel respecte la réglementation.

b) Les textes de 1992/1993

La loi sur l'eau n° 92-3, du 3 janvier 1992 et son décret d'application n° 93-742 du 29 mars 1993 (article 2, alinéa 4) introduit l'obligation de réaliser ce qui est appelé un *document d'incidence* de l'opération soumise à autorisation préalable : « *un document indiquant, compte tenu des variations saisonnières et climatiques, les incidences de l'opération sur la ressource en eau, ..., ainsi que sur chacun des éléments mentionnés à l'article 2 de la loi du 3 janvier 1992 susvisée,...* Si ces informations sont données dans **une étude d'impact** ou une notice d'impact, celle-ci remplace le document exigé à l'alinéa précédent ».

L'article 2 de la Loi 92-3 précise également que « *les dispositions de la présente loi ont pour objet une gestion équilibrée de la ressource en eau. Cette gestion équilibrée vise à assurer la préservation des écosystèmes aquatiques, ..., la protection contre toute pollution et la restauration de la qualité, ..., le développement et la protection de la ressource en eau, la valorisation de l'eau comme ressource, ... de manière à satisfaire ou à concilier, lors des différents usages, activités ou travaux, les exigences de la santé, de la salubrité publique, de la sécurité civile et de l'alimentation en eau potable de la population...* ». Bien que cette loi n'utilise pas directement une référence aux études d'impact instaurées par la loi de 1976, le contenu et les objectifs de ce qu'elle appelle le document d'incidence est donc explicitement relié aux études d'impact. Les opérations soumises à cette procédure font l'objet d'une nomenclature spécifique, récapitulée dans le décret n° 93-743 du 29 mars 1993.

Certains des travaux, ouvrages ou activités concernés par son application dépendent à la fois du régime général de la loi du 10 juillet 1976 et du régime spécifique qu'introduit la loi sur l'eau. C'est le cas par exemple des grosses stations d'épuration (de plus de 10 000 habitants

équivalents) ; le rejet de la station d'épuration est soumis au régime de la loi sur l'eau (donc à un document d'incidence), mais les ouvrages sont soumis à la loi du 10 juillet 1976 (étude d'impact des travaux de réalisation de l'ouvrage et de l'impact du fonctionnement des installations : bruits, odeurs, transports,...).

c) Les derniers textes parus

L'article 19 de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie n° 96-1236 du 30 décembre 1996 modifie l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976 et apporte des compléments aux études d'impact des projets d'aménagement. Aux termes de l'article 19, doivent être désormais étudiés et présentés dans l'étude d'impact, *les effets du projet sur la santé et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables du projet pour l'environnement et la santé.*

La Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques au Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement présente un site réalisé par l'I.N.E.R.I.S. qui regroupe sous forme d'un sommaire thématique et d'un sommaire chronologique la réglementation sur les I.C.P.E. Il comporte notamment un thème relatif aux déchets : <http://aida.ineris.fr/>

2- Champ d'application

Dans la mesure où l'article, introduisant l'obligation d'une approche sanitaire dans les études d'impact appartient à une loi qui vise à la protection de l'air, le premier domaine auquel elle s'applique est celui des émissions polluantes atmosphériques.

Par ailleurs, dans la mesure où cet article fait explicitement référence à la loi du 10 juillet 1976, l'étude des effets sur la santé dans les études d'impact sera imposable à tous les aménagements, activités ou installations réglementés au titre de cette loi.

Pour les installations classées soumises à autorisation, il est clair que l'étude d'impact examine les incidences de l'installation sur les intérêts (**entre autres la santé**) visés par l'article premier de la loi du 19 juillet 1976 relative aux installations classées. Le 4° alinéa de l'article 3 du décret du 21 septembre 1977 modifié par le décret du 20 mars 2000 décrit pour les installations classées le détail du contenu de l'étude d'impact : elle doit présenter notamment *une analyse des effets de l'installation sur l'hygiène, la santé, la salubrité et la sécurité publiques.*

Enfin, de manière incertaine, se pose la question de l'applicabilité de cette nouvelle obligation pour les travaux, activités ou installations dépendant du régime général de la loi sur l'eau de 1992.

3- L'enquête auprès des D.D.A.S.S.

En octobre 1998, une enquête a été réalisée par l'Institut de Veille Sanitaire auprès des services santé environnement des Directions Départementales des Affaires Sanitaires et Sociales (D.D.A.S.S.) chargés de formuler pour le préfet un avis sanitaire sur les études d'impact. L'ensemble des résultats de cette enquête est disponible sur le serveur de l'Institut de Veille Sanitaire : <http://www.invs.sante.fr/>.

Cette enquête avait pour objectif de décrire la nature des études d'impact soumises pour avis aux D.D.A.S.S. et de cerner les besoins de ces services pour mener à bien leur mission. Une trentaine de départements ont répondu à cette enquête.

Les résultats ont montré une forte disparité entre les départements quant au nombre d'études d'impact examinées sur la dernière année : ce nombre varie de 6 à 287 par département. Il en est de même quant à la nature des activités soumises à la rédaction d'étude d'impact : élevages, industries chimiques, activités d'extraction, métallurgie etc. Trois secteurs émergent du point de vue du nombre de dossiers instruits. Il s'agit des élevages qui représentent près de 17,5% des instructions, suivi des activités relatives aux traitements des déchets (13,4%) et celles relevant des activités de la chimie, parachimie ou du pétrole (12%). Enfin, parmi l'ensemble des dossiers étudiés, seuls 1,4% des dossiers comportaient une étude des effets sanitaires identifiée en tant que telle.

Quant aux problèmes rencontrés par les professionnels de santé publique des D.D.A.S.S. dans l'application de l'article 19, la question la plus souvent évoquée est celle de son champ d'application. Certaines D.R.I.R.E. ont en effet exclu les I.C.P.E. (en conservant éventuellement celles qui avaient un impact important sur l'environnement), d'autres indiquent que l'étude des effets sur la santé ne s'applique qu'aux nouvelles installations et que, par voie de conséquence, tout ce qui concerne une extension d'activité, un renouvellement d'autorisation ... n'est pas concerné par cet article.

4- La méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact installations classées proposée par le M.A.T.E.

Une note relative à l'étude de l'impact sur la santé publique dans les demandes d'autorisation présentées au titre de la législation sur les I.C.P.E. est adressée le 19 juin 2000 aux préfets par le Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Rédigée par le service de l'environnement industriel de la direction de la prévention des pollutions et des risques du

ministère, elle est accompagnée d'un projet de méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact installations classées. Les auteurs y précisent que *« rien n'impose la présentation d'un « volet sanitaire » et qu'il sera au contraire le plus souvent souhaitable que l'étude détaille les effets sur la santé et les mesures de prévention pour chacune des voies d'impact concernées (air, eau, déchets) sans procéder à un regroupement artificiel qui réduirait la lisibilité du document »*.

La méthode d'évaluation retenue par le MATE est destinée à pouvoir être utilisée pour toutes les catégories d'installations classées ; l'évaluation du risque sanitaire doit être proportionnée au risque présenté. Ceci suppose que cette évaluation débute par une approche sommaire qui sera approfondie ensuite si cette première approche a mis en évidence des éléments de risque non négligeable (niveaux d'exposition élevés, produits particulièrement dangereux...).

Dans ce but, elle est établie sur un processus itératif qui permet de préciser en tant que de besoin les estimations sommaires résultant d'un premier examen.

L'étude d'impact détermine pour chaque catégorie de rejets (air, eau, boues, etc.) les substances polluantes, évalue les flux, les expositions induites, les effets sur la santé.

L'étude d'impact concerne le fonctionnement normal qui inclut les phases de fonctionnement critique où les flux ne sont plus ceux prévus en fonctionnement normal (compte tenu par exemple de dysfonctionnement ou d'arrêt du système de dépollution).

L'étude de dangers concerne le fonctionnement accidentel tel que l'explosion, l'incendie ou l'émission de substances normalement confinées. L'accident conduit généralement à l'arrêt du procédé. Il correspond à un flux brutal de substances polluantes.

La démarche d'évaluation du risque sanitaire, s'effectue par catégorie de rejets et comprend :

- un inventaire des substances présentant un risque sanitaire et de leur flux,
- une détermination de leurs effets néfastes intrinsèques et de leurs effets conjugués,
- une détermination des voies de contamination des populations et une identification des populations potentiellement affectées,
- une évaluation quantitative des expositions des populations aux diverses substances de l'installation,
- une caractérisation du risque sanitaire causée par l'installation par comparaison entre les expositions prévues et des valeurs de référence.

Le document distingue deux catégories d'installations. Les installations qui émettent des substances à des flux tels que les expositions en résultant restent négligeables par rapport aux expositions recommandées. Pour ces installations, l'étude du risque sanitaire est sommaire. Les installations qui émettent des substances à des flux tels que les expositions en résultant ne

peuvent être considérées comme négligeables par rapport aux expositions recommandées. Pour ces installations, l'étude du risque sanitaire est alors détaillée.

Le niveau d'exposition des populations est examiné en le quantifiant par substances. Il prend en compte le niveau initial d'exposition (celui auquel est soumise la population du fait des activités passées et présentes) auquel s'ajoute l'exposition due à l'installation.

5- Le guide de l'InVS pour analyser le volet sanitaire des études d'impact

L'Institut de Veille Sanitaire a été saisi le 21 avril 1998, par la Sous-direction de la Veille sanitaire de la Direction Générale de la Santé pour élaborer, à l'attention des services du Ministère chargé de la Santé, un guide d'analyse du volet sanitaire des études d'impact prévu par la loi du 30 décembre 1996. Il a été diffusé aux préfets par la direction générale de la santé le 03 février 2000. Ce guide est disponible sur le site de l'Institut de Veille Sanitaire : <http://www.invs.sante.fr/>.

Dans le cadre de la réalisation d'un guide de lecture relatif au contenu du volet sanitaire des études d'impact, il a semblé logique au groupe de travail d'anticiper la généralisation de l'application de cette nouvelle disposition réglementaire, et d'étendre l'utilisation de ce guide aux I.C.P.E. ainsi qu'aux activités, installations et ouvrages régis par la loi sur l'eau.

Ce guide a pour objet de donner aux professionnels des services de l'État en charge de l'analyse des dossiers d'étude d'impact préparés par les pétitionnaires, les éléments nécessaires pour réaliser une lecture critique du volet sanitaire. A terme, ce document est susceptible d'influer sur le contenu du volet sanitaire des études d'impact réalisées par les pétitionnaires qui y trouveront en effet les critères utilisés par l'administration pour juger de leur qualité.

Le cadre méthodologique qui a été retenu par le groupe de travail est celui de la démarche d'évaluation des risques sanitaires (E.R.S.) à la fois parce qu'elle constitue la démarche la plus appropriée pour étudier des risques « à venir » et la plus aboutie pour caractériser des risques « faibles ».

La capacité de mesurer les risques et de les comparer est essentielle pour exprimer quantitativement les conséquences d'une exposition sur la santé de l'homme. C'est le seul concept fournissant une base permettant aux différentes disciplines scientifiques de dialoguer entre elles. Les raisons qui ont gouverné le choix du groupe de travail sont développées de manière plus approfondie en annexe du guide.

III – PRINCIPES DE LA DEMARCHE D'EVALUATION DES RISQUES SANITAIRES (E.R.S.)

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].

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 [RIVIERE 1998].

Les interactions entre la santé humaine et les faibles doses de polluants environnementaux ont été les premières concernées par l'évaluation du risque, du fait de l'incertitude scientifique liée aux difficultés d'observation de tels phénomènes. L'évaluation quantitative du risque sanitaire a pour la première fois été appliquée aux rayonnements ionisants et son champ d'application s'est rapidement étendue aux substances chimiques cancérigènes. Il intéresse désormais les risques sanitaires de toute origine, y compris microbiologique, tous les milieux de l'environnement, et s'étend maintenant à l'étude des impacts sur les écosystèmes [EMPEREUR-BISSONNET 1999].

Dans tous les cas, il est nécessaire d'estimer à partir du domaine observable ce qui se passe dans le domaine du non observable [BARD 1997]. 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.

Lorsque la question traitée autorise une évaluation quantitative, le résultat a l'avantage de permettre une comparaison de l'impact potentiel ou avéré sur la santé publique de risques d'origine variée mais dont les éventuelles conséquences sont de même nature, par exemple des décès [BARD 1995].

L'évaluation des risques chroniques pour la santé humaine intègre de nombreuses sources d'incertitudes et de variabilité :

- les phénomènes pris en compte sont mal connus (relations doses-effets des xénobiotiques, bioconcentration dans la chaîne alimentaire, biodégradation...),
- les données sont incertaines (mesures des teneurs dans les milieux, quantité de sol ingérée...),
- les données sont entachées d'une plus ou moins grande variabilité (caractéristiques physiologiques et mode de vie des individus) [BONNARD 1997].

Le processus d'évaluation des risques est de ce fait entaché de nombreuses incertitudes qu'il a le mérite de rendre explicites et transparentes. Il permet en outre de bien effectuer la distinction entre l'existence d'un danger et le risque qui lui est attaché, ce qui est fondamental pour la gestion des risques [ABENHAIM 1992].

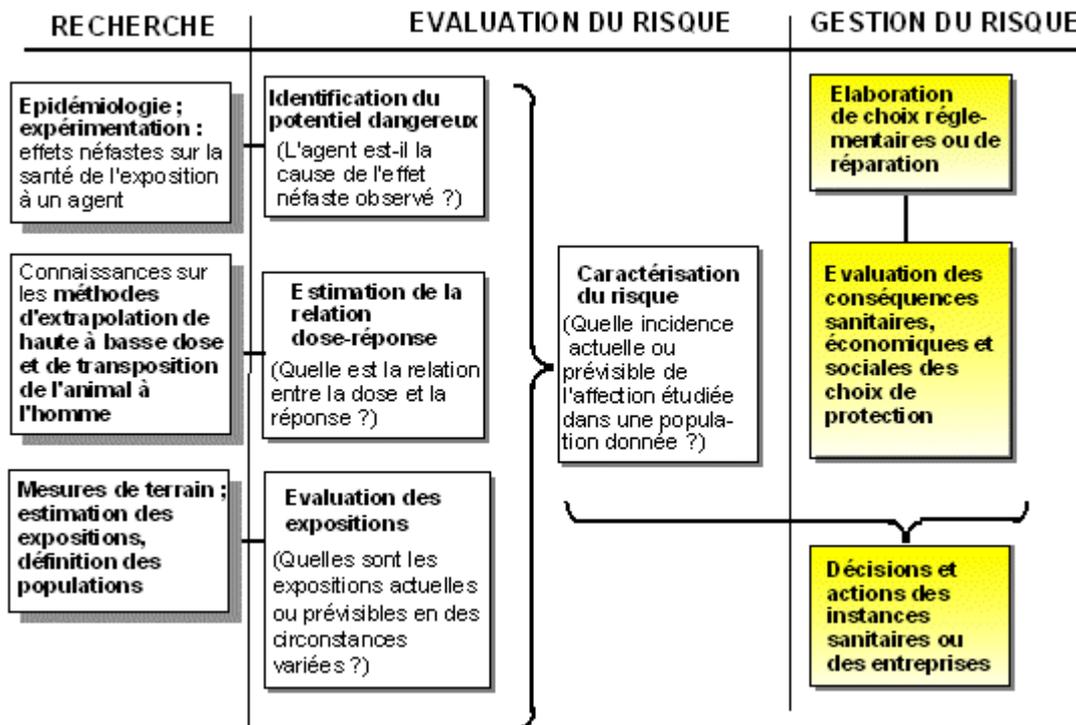
La démarche d'évaluation quantitative des risques a été appliquée à des situations variées (cf. annexe II). Parmi les exemples existants, nous avons retenu trois domaines d'application : les sols pollués, l'incinération des déchets et la consommation d'eau potable. Deux exemples d'évaluation des risques sanitaires d'un site pollué conduite sur le site de Gennevilliers et sur le site SO.DA.IN fournissent des illustrations complémentaires de l'application d'une évaluation quantitative sur des sites pollués selon divers scénarios d'utilisation des sols après réhabilitation [EMPEREUR-BISSONNET 1996, ADEME 1999]. Les exemples d'évaluation quantitative effectués par l'équipe de Grenoble sur le procédé d'incinération des déchets permettent de mieux cerner les possibilités et les limites de l'exercice appliqué à une filière de traitement des déchets [BOUDET 1999, SFSP 1999]. Enfin une application de la démarche à l'évaluation du risque lié à la consommation d'eau potable permet de compléter le panorama des domaines possibles d'application de la démarche en vue de son application à l'évaluation des risques en rapport avec les émissions des installations de traitement des déchets.

La démarche d'évaluation des risques sanitaires comprend quatre étapes successives :

- 1 - l'identification du potentiel dangereux
- 2 - l'étude de la relation dose-réponse
- 3 - l'estimation de l'exposition humaine

4 - la caractérisation du risque pour la santé

Schéma des quatre étapes de l'évaluation du risque (source NRC 1983)



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, cette valeur toxicologique de référence permet de caractériser le risque sanitaire. Chacune des étapes est décrite plus précisément dans les paragraphes suivants.

1- Identification des dangers

Un danger est un effet sanitaire indésirable. Il peut s'agir du changement de l'aspect ou de la morphologie d'un organe, d'une malformation fœtale, d'une maladie transitoire ou définitive, d'une invalidité ou d'une incapacité, d'un décès.

Le mode d'exposition aux substances chimiques (intensité et durée du contact) détermine en grande partie la nature des effets sur la santé humaine. Les doses de produits toxiques pénétrant dans l'organisme humain sont a priori faibles et administrées sur de longues périodes. Ce type d'exposition environnementale est potentiellement responsable d'effets chroniques. Les dangers ne se manifestent qu'après plusieurs années voire plusieurs décennies

de contact avec les polluants et sont, en général, irréversibles. Ce sont ces effets chroniques qui gouverneront les évaluations du risque et non pas les effets dits aigus.

On distingue classiquement deux grands types d'effets chroniques :

a) Les effets non cancérigènes non génotoxiques (et non mutagènes)

Ils ne surviennent que si une certaine dose d'exposition est atteinte et dépasse les capacités de détoxification de l'organisme. Selon cette vision *mécaniste* de la toxicité, il existe un seuil d'exposition en dessous duquel le danger ne peut pas apparaître.

Ces effets dits systémiques peuvent être une coloration anormale d'une partie du corps (par exemple de la peau, du tube digestif), l'altération d'une fonction organique (insuffisance rénale, stérilité) ou une atteinte fœtale (retard de croissance, malformation, mort in utero). Certains effets cancérigènes, non génotoxiques, répondent également à un tel mécanisme.

b) Les effets cancérigènes génotoxiques (et mutagènes)

Ils ne sont pas régis par un phénomène de seuil et peuvent apparaître quelle que soit la dose d'exposition. L'approche *stochastique* conduit à considérer qu'il existe une probabilité, infime mais non nulle, que l'effet se développe si une seule molécule pénètre dans le corps humain.

Les effets réputés sans seuil sont les effets génotoxiques. Il s'agit des atteintes du génome (mutagenèse) qui peuvent être à l'origine de tumeurs solides (cancers du poumon par exemple) ou des hémopathies malignes (leucémies).

Concernant les effets cancérigènes, plus la dose d'exposition est forte, plus la probabilité d'apparition du danger est grande (relation dose-réponse). Le danger attendu est toujours le même quelle que soit l'intensité ou la durée du contact.

La distinction entre effets chroniques à seuil et sans seuil est en fait très simplificatrice. Elle fait actuellement l'objet d'un vaste débat scientifique. Il existe d'ailleurs des exceptions bien connues, comme par exemple les effets systémiques d'une exposition au plomb (troubles neuropsychiques, hypertension artérielle) pour lesquels aucun seuil d'innocuité n'a pu être établi.

Cette distinction sera à la base du raisonnement pour retenir les éléments pertinents des substances sélectionnées pour l'évaluation des risques, à l'exception notable du plomb.

L'une des difficultés de l'évaluation de risque appliquée à l'incinération des déchets réside dans la diversité des voies et des médias possibles d'exposition humaine à partir d'une usine

d'incinération. Les personnes exposées peuvent être en contact avec les toxiques par voie respiratoire, par voie orale et accessoirement par voie cutanée.

La voie d'administration du toxique dans l'organisme revêt une très grande importance. De nombreux produits chimiques entraînent un effet direct sur l'organe par lequel ils pénètrent dans le corps. De plus, la barrière biologique sollicitée par l'exposition et la voie métabolique qui lui correspond influencent beaucoup la toxicité du produit et/ou de ses métabolites.

En exposition chronique, certaines substances peuvent avoir aussi bien un effet systémique qu'un effet cancérigène par la même voie de pénétration dans l'organisme (cas de l'arsenic inorganique par voie orale). D'autres substances n'auront un effet que lors de l'administration par une voie et pas par une autre (le chrome VI n'est cancérigène que s'il est inhalé). Enfin, d'autres substances peuvent provoquer des effets différents suivant qu'ils pénètrent dans l'organisme par la voie respiratoire ou par la voie cutanée (cas du benzo[a]pyrène qui provoquent des tumeurs de localisations distinctes selon la voie de contact).

Les facteurs qui conditionnent le développement d'un danger lié à une exposition chronique à un polluant sont donc :

- 1) la nature de l'effet toxique, avec ou sans seuil d'innocuité ;
- 2) la dose d'exposition, cumulée en fonction de la fréquence et de la durée du contact ;
- 3) la voie de pénétration dans l'organisme humain.

A côté de ces facteurs que l'on pourrait qualifier d'externes, des facteurs propres au sujet exposé sont aussi déterminants, notamment la sensibilité individuelle aux produits chimiques et les capacités physiologiques de détoxification et de réparation des agressions, étroitement liées à l'âge et à l'état physiologique du sujet.

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 cancérogène	E	4

US-EPA 1989a, WHO 1987

La réglementation européenne propose également, pour les substances cancérogènes, une classification en trois catégories :

1. Cancérogènes prouvés chez l'homme
2. Fortes présomptions de cancérogénicité, notamment à partir des résultats des études animales
3. Substances préoccupantes mais pour lesquelles les informations disponibles ne permettent pas une évaluation satisfaisante.

De même, elle propose, pour les substances mutagènes, une classification en trois catégories :

1. Mutagènes prouvés chez l'homme
2. Substances devant être assimilées à des substances mutagènes pour l'homme, notamment sur la base d'études animales
3. Substances préoccupantes pour l'homme en raison d'effets mutagènes possibles mais pour lesquelles les éléments sont insuffisants pour conclure.

Enfin, elle propose, pour les substances toxiques pour la reproduction, une classification sur le même modèle en trois catégories, la première désignant les substances altérant la fertilité ou substances connues pour provoquer des effets toxiques sur le développement dans l'espèce humaine.

2- Étude de la relation dose-réponse

La survenue d'un danger est étroitement liée à la masse de produit toxique administrée au corps humain. La relation qui existe entre la dose et la probabilité d'apparition d'un effet sanitaire chronique est synthétisée par un indice : la valeur toxicologique de référence (V.T.R.). Sa nature diffère selon que l'effet est systémique (répondant à un seuil) ou cancérogène (absence de seuil).

De plus, l'effet d'une même substance pouvant varier selon la voie d'exposition, il est logique et cohérent de considérer une valeur toxicologique de référence pour chacune des voies possibles d'administration du produit dangereux.

a) Effets chroniques à seuil (déterministes)

L'indice de référence, concernant les effets systémiques, est une valeur limite d'exposition qui, par convention, s'exprime de manière différente selon que le contact se fait par voie orale ou cutanée ou par voie respiratoire. Le danger n'a théoriquement pas lieu d'apparaître si ces seuils ne sont pas dépassés.

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.

Un indice "o" et "c" est attribué à la D.J.A. pour signifier qu'elle se rapporte, respectivement, à la voie orale (D.J.A._o) ou cutanée (D.J.A._c).

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.

Ces indices sont établis à partir d'études d'exposition chronique, réalisées chez l'animal ou plus rarement chez l'homme, selon la méthode dite « N.O.A.E.L. (ou D.S.E.O.)/Facteurs de sécurité » [CHOU 1994, US-EPA 1989a, WHO 1987].

Le N.O.A.E.L. (ou D.S.E.O.) est la plus forte dose de toxique n'ayant pas provoqué d'effet observable au cours d'un essai expérimental ou d'une étude épidémiologique.

Cette dose est divisée par le produit d'un certain nombre de facteurs de sécurité (F.S.) tenant compte :

- . de la variabilité inter-espèce (transposition animal-homme des données expérimentales) ;
- . de la variabilité intra-espèce (sensibilité particulière de certains individus) ;
- . de l'inadéquation de la durée de l'étude (si la période d'observation est insuffisante) ;
- . de l'usage d'un L.O.A.E.L. (ou D.M.E.O.) plutôt qu'un N.O.A.E.L. ;
- . de l'inadéquation de la voie d'exposition (par exemple transposition à la voie orale des données observées par voie respiratoire) ;

. d'autres éventuelles insuffisances méthodologiques de l'étude.

Le nombre de facteurs de sécurité (ou d'incertitude) et leur valeur numérique (en général comprise entre 1 et 10) sont variables d'une équipe à l'autre.

La méthode de définition d'une D.J.A. (ou d'une C.A.A.) peut se résumer ainsi :

$$D.J.A. = \frac{N.O.A.E.L. \text{ (ou à défaut L.O.A.E.L.)}}{FS_1 * FS_2 * FS_3 * FS_4...}$$

Dans la littérature anglo-saxonne, d'autres dénominations sont utilisées pour les indices 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 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.

b) Effets chroniques sans seuil (stochastiques)

Concernant les effets cancérogènes, 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. est l'inverse d'une dose et s'exprime en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$. Il fournit la probabilité individuelle de contracter un cancer pour une dose vie entière égale à 1 $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$ de produit toxique.

Un indice "o" et "c" est attribué à l'E.R.U. pour signifier qu'il se rapporte, respectivement, à la voie orale (E.R.U._o) ou cutanée (E.R.U._c).

Pour la voie respiratoire, l'E.R.U._r, ou Inhalation Unit Risk en anglais (I.U.R.), est l'inverse d'une concentration dans l'air et s'exprime en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$. Il représente la probabilité individuelle de contracter un cancer pour une concentration de produit toxique de 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans l'air inhalé par un sujet pendant toute sa vie.

L'E.R.U., qui représente la pente de la courbe dose-réponse, correspond généralement à la limite supérieure de l'intervalle de confiance à 95 % de la probabilité de réponse [LAGOY 1994, US-EPA 1989a-1994, WHO/OMS 1987-1994].

3- Estimation de l'exposition

Il faut distinguer l'exposition et la dose. L'exposition, dont la définition générale est le contact entre un organisme vivant et une situation ou un agent dangereux, peut-être considérée comme la concentration d'une substance chimique dans le ou les milieux en contact avec l'homme. La dose est la quantité de cette substance présentée à la barrière biologique de l'individu exposé (dose externe) ou l'ayant traversé (dose interne), par unité de poids corporel et par unité de temps (mg/kg.j). En général, la dose connue est une dose appliquée ou administrée, c'est-à-dire une dose externe.

Le niveau de risque est lié à la dose interne, qui est la dose absorbée ayant franchi une barrière biologique. Plus précisément, le risque est lié à la dose délivrée à un organe cible. Mais généralement, ces doses ne sont pas connues.

L'évaluation de l'exposition consiste, d'un côté à identifier les personnes exposées (âge, sexe, caractéristiques physiologiques, éventuelles pathologies et sensibilité, budget espace temps, effectifs) et les voies de pénétration des agents toxiques. De l'autre, elle doit quantifier pour chaque voie pertinente la fréquence, la durée et l'intensité de l'exposition à ces substances. Celle-ci est exprimée par une dose moyenne journalière ou, pour l'inhalation, par une concentration moyenne dans l'air.

Cette étape, la plus complexe de l'E.R.S., a donc pour objectif d'établir la relation entre la concentration de la molécule toxique dans les différents milieux en contact avec l'homme et les doses de la substance présentées aux trois portes d'entrée de l'organisme humain : orale, respiratoire et cutanée. Les caractéristiques physico-chimiques des molécules toxiques et des milieux environnementaux, qui conditionnent les transferts et la biodisponibilité des polluants, vont jouer un rôle primordial dans cette relation, de même que la physiologie et le mode de vie des sujets exposés.

Conjugaison de l'intensité, de la fréquence et de la durée, les expositions humaines sont estimées par des méthodes directes ou indirectes.

a) Estimation de l'exposition par méthodes directes

Les méthodes directes consistent à mesurer au niveau individuel les doses de polluants entrant en contact avec l'organisme, ou ayant pénétré dans celui-ci. Par exemple, on mesurera la concentration atmosphérique d'un composé en plaçant un capteur dans la zone respiratoire de

la personne ou bien on cherchera un métabolite (ou le composé lui-même) dans ses urines, sang ou cheveux. Ces méthodes sont précises mais posent de nombreux problèmes en matière de coût (appareils spéciaux, analyses multiples), d'éthique (nécessité parfois de prélèvements invasifs) et de méthodologie (qualité des mesures sur le plan de l'analyse chimique et de la représentativité externe des échantillons). Elles sont difficilement applicables à de grandes populations.

b) Estimation de l'exposition par méthodes indirectes

Les méthodes indirectes sont fondées sur des données obtenues à l'échelle collective. Elles décrivent donc les doses reçues par l'homme de façon statistique. Il s'agit de déterminer à partir des émissions connues, par modélisation plus souvent que par mesure, les teneurs en polluants dans les différents médias (dispersion aérienne, hydrique, cartographie de la concentration d'un polluant dans une zone donnée) puis de calculer les doses reçues par l'organisme en s'appuyant sur des paramètres physiologiques moyens. De nombreux modèles existent pour déterminer la dispersion atmosphérique des polluants à partir d'une source fixe ainsi que pour estimer l'évolution vers les nappes phréatiques souterraines. D'autres modèles calculent les concentrations dans des produits alimentaires tels que le lait, les œufs, les viandes et les poissons.

4- Caractérisation du risque

La dernière étape de l'évaluation quantitative du risque fournit, lorsque les trois premières étapes ont pu être franchies, une estimation du risque dans la population générale ou dans des groupes caractérisés par une exposition homogène.

a) Effets toxiques réputés à seuil

Pour les effets aigus et chroniques non cancérogènes, un quotient de danger (Q.D.) 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 Q.D. inférieur à 1 signifie que la substance chimique ne devrait pas altérer la santé des personnes exposées. Un Q.D. supérieur à 1 signifie que l'effet toxique peut se déclarer sans qu'il soit possible de prédire la probabilité de survenue de cet événement. Le résultat est ici qualitatif.

En cas d'exposition à un mélange de substances toxiques, et en l'absence de données spécifiques, les quotients de danger peuvent être additionnés lorsque le mécanisme de toxicité et l'organe cible des composés présents sont similaires, sous l'hypothèse d'une addition simple des effets. S'ils sont différents, les dangers sont simplement juxtaposés.

b) Effets toxiques réputés sans seuil

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.

$E.R.I. = D.J.E. \text{ ou } C.A. * E.R.U.$ (où E.R.U. est un « slope factor » (S.F.) exprimé en $(\text{mg}/\text{kg}.\text{j})^{-1}$ pour les voies orale et cutanée et un E.R.U. exprimé en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour la voie respiratoire).

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.

Les risques en rapport avec une exposition simultanée à plusieurs cancérogènes peuvent être additionnés par l'usage de facteurs d'équivalence toxique, quand ils appartiennent à un même groupe chimique, sous l'hypothèse d'une identité d'action. L'U.S.-E.P.A. considère que tous les excès de risque de cancer peuvent être associés entre eux, quand bien même les organes cibles diffèrent, dans le but d'apprécier globalement le risque cancérogène qui pèse sur la population exposée.

c) Analyse de l'incertitude

L'incertitude globale entourant les estimations d'une évaluation résulte de la variabilité vraie de certains paramètres de calcul et/ou des défauts de connaissance.

Compte tenu de la grande amplitude des valeurs numériques d'une partie importante de nombreux paramètres, et des manques d'information compensés par des marges de sécurité vraisemblablement importantes, il est utile de pouvoir fournir des estimations basses, moyennes et hautes des risques calculés. Une analyse quantitative est souvent lourde à réaliser en approche déterministe, l'ensemble des calculs devant être réitéré avec des valeurs centrales et extrêmes. De plus, la multiplicité des codes de calcul constituant les modèles multimédia fait qu'il peut être difficile de prévoir le sens de variation de l'estimation du risque entraînée par la variation de l'un des paramètres d'entrée. Ces difficultés peuvent conduire l'évaluateur à contourner cette étape en ne calculant qu'une estimation supérieure du risque (« *high-end risk* ») ou par le mélange de descripteurs moyens et hauts des variables d'entrée, une estimation située entre la moyenne et la valeur maximale du risque.

L'option stochastique est alors d'un apport considérable. Elle permet de tenir compte d'emblée de l'intégralité de l'information et, en propageant les variations des paramètres incertains le long des calculs, de déterminer des fonctions cumulées de probabilité de risques ;

elles fournissent les valeurs extrêmes, la moyenne, la médiane et tous les percentiles de la distribution du risque évalué. Mais elle est encore mal maîtrisée.

En fait plusieurs éléments d'incertitude ne sont pas quantifiables, parmi lesquels on peut citer : l'exclusion de substances toxiques ou de certaines voies d'exposition par défaut d'information toxicologique, le bien fondé des valeurs toxicologiques extrapolées depuis les fortes doses ou transposées de l'animal à l'homme, la validité des codes de calcul des modèles d'exposition, les possibles interactions entre les effets toxiques, l'évolution des polluants et de l'exposition humaine au cours du temps, etc.. Dans ces cas, seul un jugement qualitatif peut-être rendu, les éléments de doute étant classés en facteurs de sous-estimation, de sur-estimation ou, les plus nombreux, d'effet inconnu sur les risques calculés.

L'analyse de l'incertitude permet donc, dans la mesure du possible, de quantifier l'amplitude potentielle de la probabilité de survenue d'un effet néfaste en rapport avec une exposition actuelle ou future. Elle permet aussi, en faisant la synthèse et en discutant tous les défauts de connaissances, d'apprécier la confiance qui peut être accordée aux estimations et d'établir des recommandations de recherche.

IV – COMMENT APPLIQUER LA DÉMARCHE D'ÉVALUATION DES RISQUES SANITAIRES (E.R.S.) AU CAS DES INSTALLATIONS DE TRAITEMENT DES DÉCHETS (L'IMPACT DES POLLUANTS CHIMIQUES)

Globalement, l'étude d'impact se décompose en cinq parties : les trois premières correspondent à l'évaluation des risques, les deux suivantes à la décision et la gestion des risques :

- analyse de l'état initial du site et de son environnement (le « point zéro »),
- présentation détaillée du projet,
- analyse des effets attendus du projet sur l'environnement, la commodité du voisinage, l'hygiène, la santé, la salubrité et la sécurité publiques,
- présentation du parti finalement retenu par le pétitionnaire entre différentes solutions envisagées, avec justification de ce choix notamment du point de vue des préoccupations d'environnement,
- présentation (chiffrée) des mesures complémentaires nécessaires à mettre en œuvre pour minimiser les effets résiduels sur l'environnement pour la solution retenue, et, pour les demandes d'autorisation récentes, des conditions de remise en état du site après exploitation.

Avant l'élaboration et la rédaction du volet sanitaire d'une étude d'impact relative à une installation de traitement des déchets, la lecture de la circulaire du 17 février 1998 du ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement, dite circulaire VOYNET, fournira des éléments d'appréciation quant au contenu et au niveau d'exigence requis par les dispositions de l'article 19 de la loi sur l'air du 30 décembre 1996. En complément, la grille de lecture du guide élaboré par l'Institut de Veille Sanitaire à destination des membres de l'administration chargés de donner un avis aux préfets sur le contenu sanitaire des études d'impact, exposera à l'évaluateur les niveaux de qualité et de validité attendus des données et hypothèses qu'il aura retenu dans son dossier. Cette grille est disponible sur le site de l'In.V.S. à l'adresse : <http://www.invs.sante.fr/>

Quelque soit la nature de l'activité ou de l'aménagement décrit dans l'étude d'impact, la réponse pertinente (d'un point de vue de la santé publique) et adaptée aux dispositions de l'article 19 de la loi sur l'air passe par la formalisation d'un volet sanitaire :

La première partie du volet sanitaire doit être consacrée à la synthèse claire de la situation considérée et à la définition précise des objectifs de l'étude de l'impact sanitaire.

Ensuite, bien que tous les projets d'aménagements ou d'activités ne soulèvent pas les mêmes préoccupations en termes d'impacts sanitaires potentiels, la deuxième partie du volet sanitaire doit être construite selon les quatre étapes de la démarche d'évaluation des risques présentée au chapitre précédent. Cette démarche est particulièrement adaptée à l'évaluation des risques des produits chimiques qui fournissent les principaux exemples dont il est possible de s'inspirer. Pour les autres dangers (micro-organismes, bruit de l'installation et du trafic routier, pollution atmosphérique générée par le trafic routier, odeurs...) peu de données permettent à l'heure actuelle d'envisager de conduire une véritable évaluation quantitative du risque. Ces dangers devront être recensés dans le volet sanitaire de l'étude d'impact. Les niveaux d'exposition de la population et les effectifs concernés devront être évalués.

On notera que l'impact sanitaire, s'il existe, étant le résultat d'une exposition multiforme et multimédia (air, eau, sols, voies directes et indirectes), le volet sanitaire de l'étude d'impact devra, si cela est pertinent, s'efforcer d'intégrer les résultats des études conduites sur les différents effluents de l'installation en cause.

Les quatre étapes de la démarche d'évaluation des risques sont :

- identification des dangers,
- définition des relations dose-réponse,
- évaluation de l'exposition humaine,
- caractérisation des risques.

La première et la troisième étape de l'E.R.S dépendent étroitement de la qualité des informations produites dans la partie descriptive de l'étude d'impact.

La démarche d'évaluation des risques sanitaires (E.R.S.) pourra être plus ou moins déroulée en l'adaptant au contexte du projet : soit les quatre étapes seront successivement abordées jusqu'à la caractérisation des risques, soit la démarche pourra être arrêtée à une étape intermédiaire sous réserve d'en expliciter clairement les raisons.

1- L'identification des dangers :

Il est nécessaire de constituer une base de données la plus complète possible de toutes les substances chimiques émises par l'installation et susceptibles d'exposer la population au voisinage. Il faudra ensuite effectuer un choix raisonné d'un nombre limité de polluants « traceurs » dont les critères seront explicités ; importances des émissions, nocivité (cancérogénicité, effet immunologique, endocrinien ou neurologique, effet sur la reproduction), bioaccumulation dans la chaîne alimentaire, biopersistance de la substance dans l'environnement, sensibilité particulière d'un groupe d'individus dans la population exposée, synergie d'action avec d'autres polluants présents.

L'évaluation des risques nécessite que l'ensemble de la séquence des phénomènes conduisant de l'émission de polluants à l'apparition éventuelle de troubles biologiques, en passant par les circonstances de l'exposition des personnes, soit assez bien caractérisée. Aussi, selon l'installation de traitement de déchets prise en compte, les données scientifiques et techniques disponibles ne permettront pas de conduire une évaluation des risques sur l'ensemble des effluents recensés. Par exemple, dans le cas d'un incinérateur, les informations nécessaires font défaut s'agissant des effluents solides mis en décharges ou valorisés après traitement et des effluents liquides rejetés à l'égout. Pour ces émissions des études et recherches sont à poursuivre avant d'être en mesure de les traduire en terme d'évaluation quantitative du risque.

Tous les polluants émis par les installations de traitement des déchets n'ont pas à être pris en considération car leurs conséquences sanitaires sont fort inégales ; de plus, les informations nécessaires sont souvent absentes. Certains « traceurs du risque » devront être sélectionnés pour conduire cette évaluation du risque. Les paramètres du choix pourraient être les suivants : (1) l'importance des émissions de l'installation (en terme de quantités émises et de spécificité de l'installation par rapport à d'autres sources) ; (2) les connaissances disponibles sur leur nocivité. Les données nécessaires sur 'le danger' (selon la terminologie de *l'évaluation du risque*) sont soit des valeurs de risque unitaire (par voie respiratoire et/ou voie orale), soit des valeurs de concentrations de référence dans l'air (normes de qualité de l'air, recommandations O.M.S. ...) ou des doses de référence utilisables après conversion des émissions en dose d'exposition.

Ces paramètres étant définis, les critères de choix retenus seront :

- (1) disposer de données d'émissions individualisées pour des polluants organiques ou inorganiques pour lesquels l'exposition pertinente est l'inhalation ou la voie orale (ou les 2) ;
- (2) choisir le polluant, dans une même catégorie, dont le produit "émission x risque unitaire" est le plus grand, ou dont le ratio à la concentration (ou dose) de référence est le plus élevé ;
- (3) retenir des polluants dont les paramètres du danger s'expriment soit avec des risques unitaires soit avec des valeurs seuil.

Selon ces critères, les traceurs qui ont été choisis par les auteurs du rapport sur l'incinération sont présentés dans le tableau suivant, qui indique les types d'effets sanitaires et les voies d'exposition pris en considération [SFSP 1999]. Un polluant peut, bien sûr, se manifester par d'autres effets que ceux résumés ici, mais ces effets n'ont pas guidé le choix des traceurs. D'autres polluants, métaux et/ou composés organiques, pourraient être pris en compte s'ils respectent les critères retenus. C'est le cas notamment de l'arsenic et du nickel, du benzo(a)pyrène ou du benzène.

Choix des polluants traceurs du risque associé à l'incinération des déchets [SFSP 1999]

Polluant	effet cancérogène		effet systémique	
	voie respiratoire	voie orale	voie respiratoire	voie orale
Dioxines	x	x	--	--
Cadmium	x	?	x	x
Plomb (enfant/adulte)	?	--	x	x
Poussières*	?	--	x	--
Mercure	--	--	x	x

* considérées comme polluants génériques et non pour leur composants chimiques particuliers

A titre d'exemple, le rapport publié par la Société Française de Santé Publique a retenu les polluants traceurs suivants pour conduire l'évaluation du risque des incinérateurs ;

- Les particules (poussières),
- Les dérivés halogénés polycycliques (PCDD, PCDF, PCB),
- Le cadmium, le mercure, le plomb.

Les effluents de l'incinération ont fait l'objet d'un chapitre afin de traiter de leurs effets en tant que mélange complexe.

En annexe au rapport figurent des monographies relatives à d'autres polluants émis par les incinérateurs de déchets ménagers. Elles comportent les caractéristiques physico-chimiques, la toxicocinétique, les effets toxiques et les valeurs toxicologiques de référence disponibles : D.J.A., C.A.A. (DRf, CRf, M.R.L.) pour les effets considérés avec seuil et E.R.U. pour les effets considérés sans seuil.

Ces autres polluants sont :

- Dioxyde de soufre, sulfates et aérosol acide,
- Oxydes d'azote, halogènes et acides dérivés,
- Les métaux et non métaux (As, Ni, Sb, Cr, Co, Cu, Sn, Mn, Se, Tl, V, Zn),
- Les H.A.P.,
- Les C.O.V. (benzène et trichloréthane),
- Les microorganismes.

Pour conduire l'évaluation du risque en rapport avec d'autres filières de traitement des déchets, l'évaluateur devra faire le choix des traceurs pertinents en fonction de la filière et de la situation locale considérées. Afin de justifier le choix des traceurs, les critères retenus seront clairement présentés. L'évaluateur ne disposera pas d'exemple d'application de la démarche d'E.R.S. aux autres filières de déchets pour l'aider dans le choix des traceurs.

Quelles sources consulter pour établir la liste des agents et substances chimiques et préciser leur potentiel dangereux :

Il est recommandé aux évaluateurs de privilégier l'emploi de données produites par des auteurs indépendants ou par des organisations spécialisées. En effet, l'incertitude portant sur la compétence ou sur la neutralité des experts chargés de réaliser les études ou d'en sélectionner les résultats pertinents est moindre.

Les informations toxicologiques sont recherchées dans les revues et ouvrages scientifiques référencées.

Des organisations nationales ou internationales éditent des monographies qui présentent l'intérêt de faire une synthèse des connaissances acquises sur les produits chimiques et leur toxicité. On peut citer, parmi les plus connues, l'U.S.-E.P.A., l'A.T.S.D.R., le R.I.V.M., l'O.M.S. et ses agences ou programmes spécialisés (C.I.R.C. et I.P.C.S.). Au niveau européen, on dispose des listes élaborées par les groupes de travail de l'Union Européenne (régulièrement publiées en français par l'I.N.R.S.) et, au niveau national, la Commission de Toxicovigilance et le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France. Des bases de données existent sur support informatique, accessibles en ligne (via le réseau Internet) ou sur CD-ROM (par exemple R.T.E.C.S., H.S.D.B., et I.R.I.S.). Pour chaque substance étudiée, il faut privilégier ces sources de données.

Les sources consultables pour établir la liste des produits dangereux sont :

- A.T.S.D.R. : <http://atsdr1.atsdr.cdc.gov:8080/>
- et
- <http://www.atsdr.cdc.gov/toxfaq.html>
-
- C.C.O.H.S. : <http://ccinfoweb.ccohs.ca/>
-
- C.I.R.C. : <http://www.iarc.fr/>
- et
- <http://193.51.164.11/monoeval/allmonos.html>
-
- C.S.H.P.F. http://www.sante.gouv.fr/htm/dossiers/index_hygiene.htm
-
- C.P.P. :
- <http://www.environnement.gouv.fr/ministere/comites-et-conseils.htm#hautpage>
-
- H.S.D.B. : <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>
-
- I.N.E.R.I.S. : <http://www.ineris.com/recherches/fiches.htm>
-
- I.N.R.S. : <http://www.inrs.fr/indexnouv.html>
-
- O.M.S./I.P.C.S. : <http://www.who.int/pcs/>
- et
- <http://www.cdc.gov/niosh/ipcs/french.html>
-
- U.S.-E.P.A. : <http://www.epa.gov/>
- et
- <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/index.html>
-
- R.I.V.M. : <http://www.rivm.nl/>

Des listes de substances ou indices particuliers figurent dans les documents suivants :

- une liste de substances considérées comme dangereuses figure en annexe de la directive européenne 96/72/CEE dite directive SEVESO II du 9 décembre 1996
- un index des substances dangereuses figurant aux annexes des adaptations successives au progrès technique de la directive 67/548/CEE figure dans le document de l'INRS ND 1915 (Mise à jour de mars 2000)
- des indices biologiques d'exposition en milieu professionnel figurent dans le document de l'I.N.R.S. ND 2099-174-99
- des valeurs limites d'exposition professionnelle aux agents chimiques en France dans le document de l'I.N.R.S. ND 2098-174-99

2- La définition des relations dose-réponse

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 [CHOU 1994, US-EPA 1989a-1994].

En regard de la diversité des sources d'information, il est fréquent de trouver plusieurs indices toxicologiques de grandeur différente pour un même produit chimique et pour la même voie d'exposition. Les écarts numériques entre les indices disponibles pouvant être importants, se pose alors le problème du choix de la valeur utilisée comme référence dans l'évaluation de risque.

Ces écarts d'une équipe à l'autre s'expliquent :

- par le fait que les études toxicologiques de référence ne sont pas toujours les mêmes,
- par le choix de facteurs de sécurité et l'attribution de scores numériques variables,
- par la mise en oeuvre de modèles d'extrapolation différents.

Six critères de sélection, établis a priori, sont proposés : Ils permettent de guider de manière objective et explicite le choix des valeurs toxicologiques.

1. Les sources des données, méthodes de calcul et hypothèses sont fournies par les auteurs. Il est possible de retrouver les études ayant fourni les données de base et, au besoin, d'en apprécier la qualité, ainsi que de comprendre comment, à partir d'elles, les valeurs ont été établies.
2. Il y a une spécificité de la voie d'exposition et du danger chronique. Une valeur unique, valable quelle que soit la voie d'exposition, n'est pas fondée scientifiquement et n'est utilisée que faute de mieux.
3. La dose (externe ou interne) est explicitement définie. Cela est indispensable pour comparer les estimations des niveaux d'exposition aux indices toxicologiques.
4. Les indices toxicologiques sont issus d'études résultant d'observations chez l'homme de façon à limiter l'incertitude de la transposition animal-homme.
5. Les indices d'exposition sont basés sur les études les plus récentes de qualité au moins égale aux précédentes.
6. Quand les critères précédents sont présents de façon équivalentes, la valeur numérique la plus conservatoire pour la santé est retenue.

Dans la grande majorité des cas, les D.J.A. et a fortiori les C.A.A., sont des doses administrées, c'est-à-dire des doses d'exposition externes (situées à l'extérieur de la barrière biologique de la voie considérée). Ce point est important car, sauf exception, ces indices toxicologiques ne peuvent être comparés qu'à des doses d'exposition externes. Toute autre comparaison nécessite des ajustements particuliers.

Il n'existe pas, à l'heure actuelle, de valeur toxicologique pour une exposition cutanée chronique. Dans l'attente de données spécifiques à cette voie, les auteurs retiennent conventionnellement les valeurs toxicologiques de la voie orale. Une telle transposition impose de ne retenir que les produits ayant un effet systémique à distance, en éliminant ceux dont la toxicité affecte surtout l'organe directement en contact. Ce dernier critère fait exclure toutes les substances inorganiques (métaux et cyanures), dont l'absorption dermique est d'ailleurs jugée négligeable par tous les auteurs [EMPEREUR-BISSONNET 1996].

La valeur toxicologique, pour la voie orale, correspond à une dose administrée ou à un excès de risque de cancer par unité de dose administrée ; elle concerne la masse de substance

chimique en contact avec la barrière biologique du tube digestif, avant sa pénétration dans l'organisme (dose externe). Or, le logiciel H.E.S.P. utilisé dans les études sur les sites et sols pollués (cf. annexe II) calcule – pour chaque substance et chaque voie d'exposition – une dose absorbée qui considère la masse de composé ayant traversé la barrière d'échange de l'organisme (dose interne). L'utilisation des doses de références de la voie orale pour la voie cutanée nécessite donc un ajustement avant de les comparer aux doses journalières d'exposition (D.J.E.) calculées par H.E.S.P. En l'absence de données adéquates, il est possible de simplement transformer les valeurs toxicologiques de référence de la voie orale (RfD_o, et E.R.U._o) en valeurs toxicologiques de référence de la voie cutanée (RfD_c et E.R.U._c) en les multipliant par la fraction d'absorption cutanée (F.A.C.) propre à chaque substance.

Le facteur de sécurité concernant la variabilité intra-espèce est quasiment toujours appliqué avec sa valeur maximale (soit, en général, 10). Il est spécialement destiné à prendre en compte l'incertitude liée à la sensibilité particulière de certains individus d'une population, comme les enfants, les sujets âgés, les femmes enceintes ou toute autre personne particulièrement réceptive aux substances chimiques (allergie par exemple). Les valeurs toxicologiques de référence peuvent donc être utilisées pour une population humaine générale, incluant des sujets sensibles ou fragiles.

Les E.R.U. sont établis à partir des relations dose-réponse observées chez l'animal de laboratoire ou parfois chez l'homme. Néanmoins, ces observations sont conduites à fortes doses, les probabilités de survenue d'un cancer aux valeurs d'exposition environnementale étant le plus souvent trop faibles pour avoir une traduction clinique mesurable au cours des études expérimentales ou épidémiologiques (il faudrait pour cela disposer de millions d'animaux ou d'hommes exposés de la même manière). Au problème de la transposition animal-homme s'ajoute celui de l'extrapolation haute dose - basse dose des données observées.

Il existe plusieurs modèles d'extrapolation qui permettent d'estimer les risques encourus aux faibles et très faibles doses. Si tous ces modèles ajustent correctement les données enregistrées à fortes doses et intègrent sous forme mathématique les mécanismes de cancérogenèse, leurs prédictions dans le domaine des doses faibles s'éloignent parfois beaucoup les unes des autres ; pour une même dose de toxique, l'écart numérique entre les risques estimés par deux modèles peut être de plusieurs ordres de grandeur.

Bien qu'il soit actuellement impossible de vérifier quel est le modèle fournissant les estimations les plus justes à faible dose, l'outil le plus souvent utilisé est le modèle « multi-étapes linéarisé » [LAGOY 1994, US-EPA 1989a, WHO 1987]. Face à cette incertitude, il offre la sécurité d'être l'un des modèles les plus majorants, c'est-à-dire qui donne les probabilités les plus fortes pour une dose donnée.

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 [LAGOY 1994, US-EPA 1989a, WHO/OMS 1987-1994]. Il est indispensable de procéder à une pondération par un facteur temporel si l'exposition est inférieure à cette durée.

A l'instar des indices propres aux effets à seuil, sauf exception, les E.R.U. fournissent des estimations de risque pour des doses administrées, c'est-à-dire des doses d'exposition externes. Ce point est très important car ces indices toxicologiques ne peuvent être utilisés qu'avec des doses d'exposition externes. Toute autre comparaison nécessite des ajustements particuliers.

Les E.R.U. sont des estimations hautes de la probabilité d'apparition d'un cancer par unité d'exposition. On peut donc considérer qu'ils sont applicables à tous les individus d'une population, qu'ils appartiennent ou non à un groupe sensible.

Dans le cas de l'incinération des déchets, les paramètres du risque utilisés sont présentés de manière détaillée dans les monographies toxicologiques annexées à l'ouvrage [SFSP 1999].

Le cas des dioxines nécessite un commentaire. En 1998, l'O.M.S. a fixé une Dose Journalière Admissible (D.J.A.) de 1 à 4 pg/kg.j, 4 étant la D.J.A. à respecter et 1 l'objectif à atteindre [VAN LEEUWEN 1998], valeur fondée sur la Dose Sans Effet cancérigène chez le rat ainsi que sur d'autres cibles toxicologiques telles que la reproduction et les effets immunitaires. Plusieurs pays, dont la France, ont fixé une D.J.A. de 1 pg/kg.j [CSHPF 1998]. Selon ce point de vue, les dioxines connaissent un niveau d'exposition sans danger.

L'Agence américaine de Protection de l'Environnement (U.S.-E.P.A.) a un point de vue différent. Elle considère que les H.A.P.C. agissent en cancérigènes "complets", donc sans seuil. Appliquant un modèle d'extrapolation mathématique des fortes vers les faibles doses, elle conclut que la dose "virtuellement sûre", c'est-à-dire correspondant à un excès de risque de cancer vie entière de 10^{-6} , serait de 0,006 pg/kg.j. Dans le rapport, les deux approches (O.M.S. et U.S.-E.P.A.) sont exposées, sans prétendre les départager.

Quelles sources consulter pour la recherche des valeurs toxicologiques de référence (V.T.R.) :

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

L'O.M.S., le C.I.R.C., et le C.S.H.P.F. fournissent également des valeurs toxicologiques de référence.

Les sources consultables pour rechercher des valeurs toxicologiques de références sont :

- A.T.S.D.R. : <http://www.atsdr.cdc.gov/mrls.html>
- C.I.R.C. : <http://www.iarc.fr/>
- C.S.H.P.F. : <http://www.sante.gouv.fr/index.htm/>
- O.M.S./I.P.C.S. : <http://www.who.int/pcs/jmpr/inventory.htm>
- U.S.-E.P.A. : <http://www.epa.gov/ngispgm3/iris/subst/index.html>

Et également

- Hazardous Substances Data Bank (H.S.D.B.)
United States National Library of Medicine (NLM - USA)
CD-ROM CHEM-BANK sous logiciel WinSPIRS version 2.0, mise à jour trimestrielle
- Integrated Risk Information System (I.R.I.S.)
United States Environmental Protection Agency (US-EPA - USA)
CD-ROM CHEM-BANK sous logiciel WinSPIRS version 2.0, mise à jour trimestrielle
- Registry of Toxic Effects of Chemical Substances (R.T.E.C.S.)
National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH - USA)
CD-ROM CHEM-BANK sous logiciel WinSPIRS version 2.0, mise à jour trimestrielle

3- L'évaluation de l'exposition humaine

L'évaluation de l'exposition vise à déterminer les populations susceptibles d'être exposées à un agent, à identifier les voies par lesquelles se fait cette exposition et à estimer les doses reçues en fonction du niveau, de la durée et de l'occurrence de cette exposition. Les enquêtes menées aux États-Unis ont bien mis en évidence l'importance de l'influence de l'activité des individus sur leur exposition. 3 méthodes sont utilisées pour évaluer l'exposition : la méthode directe (mesures au point de contact), la méthode indirecte (analyse de microenvironnements et utilisation de scénarios pour évaluer l'exposition totale), la reconstitution de l'exposition (à partir d'indicateurs biologiques) [CICOLELLA 1997].

a) Les voies d'exposition

Les polluants émis dans le milieu par les installations de traitement des déchets vont entrer au contact de l'homme selon des voies variées. Les voies d'exposition de l'homme peuvent être directes ou indirectes :

1) la voie directe

Elle comporte les expositions

- par voie digestive : ingestion de sol et de poussières telluriques mises en suspension,
- par voie respiratoire : inhalation de poussières ou de gaz,
- par voie cutanée : contact de la peau avec du sol ou de la poussière tellurique ;

2) la voie indirecte

Elle passe par l'intermédiaire des médias qui ont été pollués par transfert depuis l'air, le sol ou l'eau :

- par voie digestive : ingestion d'eau (souterraine, superficielle ou d'adduction), d'aliments produits sur place (légumes et fruits, volaille et œufs, bétail et produits laitiers, poissons),
- par voie respiratoire : inhalation de gaz ou de vapeur d'eau, lors d'une douche ou d'un bain avec une eau contaminée, ou lors d'autres activités telles que la préparation des repas, l'utilisation des toilettes, des machines à laver la vaisselle ou le linge,
- par voie cutanée : contact de la peau avec de l'eau contaminée (souterraine, superficielle ou d'adduction), lors de la douche ou du bain.

b) Le transfert des contaminants au travers des chaînes biologiques.

Certains contaminants chimiques émis par des installations industrielles peuvent être transférés voire concentrés le long des chaînes alimentaires. Ils doivent pour ceci présenter un caractère "bio-cumulatif", c'est à dire s'accumuler dans les êtres vivants, végétaux et animaux, à partir du milieu dans lequel ils vivent (eau, air ou sol).

Dans le cas des émissions des unités de traitement de déchets, les polluants bio-cumulatifs les plus importants sont les suivants :

- Les hydrocarbures halogénés polychlorés (H.A.P.C.) ;
- Les chlorophénols notamment le pentachlorophénol (PCP) peuvent être à prendre en compte également mais semblent nettement moins présents.

Le cas des PCDD/F est particulièrement intéressant à étudier notamment pour ce qui concerne l'exposition des vaches laitières pâturant sur des herbages contaminés par des retombées de fumées d'incinérateurs. La consommation d'aliments d'origine animale représente l'essentiel des apports de PCDD/F chez les humains des pays industrialisés. La répartition des apports en dioxines par les différents aliments d'origine animale est fournie par les données récentes rassemblées par le groupe de travail Contaminants chimiques et produits phytosanitaires de l'A.F.S.S.A. (Agence Française de Sécurité Sanitaire des Aliments) [SFSP 1999].

- Les métaux les plus bio-cumulatifs sont par ordre d'importance décroissante : le cadmium, le mercure et le plomb. Les métalloïdes sont également considérés notamment l'arsenic.

D'une façon générale, la bio-accumulation et la toxicité des métaux varient largement en fonction de leur forme chimique ou spéciation, comme le montre le cas du mercure.

Plusieurs modèles mathématiques ont été proposés récemment pour représenter les transferts des contaminants métalliques ou organiques à partir des retombées des fumées d'incinération au travers des chaînes alimentaires, en particulier pour les dioxines dans la chaîne sol → herbe → vache laitière. Malgré leur caractère approximatif lié notamment à une connaissance imparfaite des pourcentages de transfert d'un niveau à l'autre, ils permettent de prévoir dans une certaine mesure les concentrations retrouvées dans le lait ou dans d'autres aliments à partir des niveaux d'émission dans les fumées et des retombées au sol. Cette approche a été utilisée dans l'ouvrage sur l'incinération des déchets pour évaluer les niveaux d'exposition à certains contaminants marqueurs des populations [SFSP 1999].

Pour apprécier le niveau d'exposition des populations au voisinage des installations de traitement des déchets, des mesures des taux de bio-accumulation dans les organismes animaux et végétaux ont pu être effectuées. Dans le cas des incinérateurs, elles apportent des informations intéressantes sur les niveaux de polluants émis et leurs variations dans le temps

et dans l'espace. Ainsi, la mesure des dioxines dans le lait de vache pâurant à proximité d'un incinérateur est l'exemple le plus connu ; de nombreuses études ont montré que les taux étaient représentatifs de l'éloignement par rapport à la cheminée, de l'influence des vents dominants etc... malgré certains facteurs de variation tels que l'alimentation extérieure à l'exploitation [LIEM 1991, HARRISON 1996]. Une circulaire du Ministère de l'Environnement de mai 1998 impose aux industriels d'effectuer de telles analyses lorsque les niveaux de dioxines émis dans les fumées dépassent 10 ng I-TEQ/Nm³.

L'utilisation de bio-indicateurs végétaux dans le suivi de la pollution par les métaux lourds liée à l'incinération a également fait l'objet de nombreuses recherches ; le taux de mercure ou de cadmium dans les feuilles d'arbres, les champignons, les sphaignes et les lichens rendent compte des variations de l'immission en fonction de la distance et des phénomènes météorologiques [GOMBERT 1997, 1998, ASTA 1995, CARPI 1994, KELLER 1994, BACHE 1992]. Des végétaux cultivés tels que le chou sont également utilisés dans les enquêtes de pollution autour des incinérateurs.

c) Scénario d'exposition :

Afin d'évaluer l'exposition de la population au voisinage d'une installation de traitement des déchets, l'évaluateur devra faire le choix de la méthode qu'il entend suivre. Ce choix dépendra notamment de la géographie du site, de la composition de population considérée et des activités ayant cours sur le site étudié.

S'agissant d'évaluer l'impact d'une installation en projet, l'évaluateur ne disposera le plus souvent d'aucun résultat de mesures d'exposition sur le site étudié. Il devra alors avoir recours à une modélisation des expositions à partir des émissions attendues de l'installation.

Cependant, des données relatives au site étudié seront parfois disponibles. Il peut s'agir des résultats de mesures de polluants en divers points de l'atmosphère des zones où réside la population concernée. L'évaluateur peut également disposer de mesures de polluants dans les sols. Pour évaluer l'exposition totale par les différentes voies, calculer les doses journalières d'exposition et les concentrations d'exposition, il devra avoir recours à des scénarii d'exposition où l'exposition de la population sera reconstituée et calculée après modélisation des transferts depuis les sources d'émissions des polluants dans les différents milieux en contact avec l'homme (air, eau, sol).

Un bon exemple de construction de scénarii d'exposition est fourni dans le rapport que la Société Française de Santé Publique a consacré à l'évaluation du risque de l'incinération des déchets ménagers [SFSP 1999].

Dans le cas d'installations appartenant à d'autres filières de traitement des déchets, afin de construire les scénarii d'exposition, l'évaluateur pourra s'inspirer de la démarche suivie dans

le cas de l'incinération pour les émissions atmosphériques. Le choix des voies d'exposition pour conduire une évaluation quantitative du risque sanitaire sera adapté à la filière, à la situation locale et aux données d'émission disponibles.

D'autres exemples de construction de scénarii d'exposition sont fournis pour une autre situation qui est celle des sites et sols pollués (cf. annexe II).

Dans le cas de l'incinération des déchets, seules les émissions atmosphériques des incinérateurs ont été considérées et deux voies d'exposition prises en compte : l'inhalation d'une part, l'ingestion d'autre part [SFSP 1999]. L'exposition directe par inhalation de polluant est appréciée sur la base des concentrations ambiantes (« immissions ») attribuables à l'U.I.O.M. au sein d'un disque de rayon [0 ; 2 km]. La seconde voie d'exposition est indirecte, elle correspond à l'ingestion d'aliments contaminés via la chaîne alimentaire après dépôt de polluants atmosphériques sur les sols. Dans cette étude, la voie directe d'ingestion de sol n'a pas été considérée.

Dans l'étude d'impact d'un projet d'installation de traitement des déchets, l'évaluateur aura à apprécier la pertinence de prendre en compte cette dernière voie. Le choix dépendra notamment de la situation géographique de l'installation, en milieu urbain ou en zone rurale, de l'existence ou non de jardins potagers au voisinage conduisant à une consommation d'aliments produits localement. Le type de population résidant à proximité de l'installation et les activités pratiquées influenceront sur le choix de l'évaluateur. Le cas des enfants sera à examiner. Le choix de polluants métalliques non volatiles pouvant contaminer les sols justifierait, par exemple, de retenir l'exposition par ingestion de sols comme voie directe d'exposition.

Dans le cas des U.I.O.M., pour estimer l'impact par inhalation, le calcul des immissions attribuables à une installation tient compte de l'endroit exact de l'usine sur le territoire communal, de la rose des vents locale, et de certaines caractéristiques spécifiques de l'usine (hauteur de cheminée). De plus, la population exposée est constituée des personnes domiciliées sous les retombées des émissions de polluants ; le panache considéré se limite à la zone constituée des immissions jusqu'à dix fois inférieures à l'immission maximale ; en deçà, les immissions sont jugées négligeable. Concernant la voie d'exposition par ingestion, deux circuits d'alimentation complémentaires peuvent être distingués. Dans le premier, majoritaire, les aliments proviennent de l'ensemble du bassin de culture français et leur contamination est le résultat des retombées de polluants issus de l'ensemble des installations polluantes à l'échelon national. Le second comprend les aliments produits localement, subissant l'influence directe des rejets de l'usine de la commune considérée. L'enquête alimentaire de l'I.N.S.E.E. conduite en 1991 renseigne sur la qualité et la quantité d'aliments consommés ayant une origine locale, pour la population française ; ces données ont été utilisées pour

caractériser l'apport de polluants par les productions locales dans l'étude récente sur l'incinération et la santé publique [SFSP 1999].

Dans l'étude d'impact d'un projet d'installation de traitement des déchets, seul le deuxième circuit d'alimentation sera pris en compte car il est soumis aux retombées des émissions de l'installation qui font l'objet de l'évaluation des risques sanitaires.

d) Données utilisées :

L'évaluation de l'impact sanitaire d'une installation en projet se fera à partir d'une analyse initiale de l'état du site. Suite à l'arrêt d'une activité industrielle polluante, un site aura parfois fait l'objet de diverses mesures des polluants dans les sols en vue de sa réhabilitation. Ces résultats alimenteront la base de données relative à l'état initial du site. Une nouvelle activité dans un site déjà occupé par d'autres activités industrielles pourra bénéficier des résultats de leurs mesures d'émissions pratiquées dans le cadre réglementaire. Des mesures d'émissions atmosphériques contribueront, par exemple, à l'établissement de valeurs d'immission par la voie respiratoire pour les populations voisines avant mise en service du projet d'aménagement.

Une base de données rassemblant toutes les substances susceptibles d'être émises par l'installation et d'exposer la population aura été constituée et des polluants traceurs choisis à l'étape précédente. Afin de disposer des mesures des polluants dans les milieux nécessaires pour conduire l'évaluation du risque, l'évaluateur devra le plus souvent procéder à une modélisation des expositions à partir des données d'émissions disponibles. Les données particulières au site faisant le plus souvent défaut, les données existant pour des sites comparables pourront être utilisées. S'agissant d'évaluer l'impact d'une installation en projet correspondant aux caractéristiques les plus actuelles de la technologie, en l'absence de données réelles du site, l'évaluateur pourra procéder à une évaluation des risques sur la base d'émissions conformes aux valeurs des rejets à respecter dans la réglementation en vigueur.

Des valeurs limites de concentration dans les rejets atmosphériques et dans les eaux rejetées et les modalités de la surveillance des rejets pour une longue liste de composés chimiques est prévue dans le cadre de la réglementation applicable aux I.C.P.E. (arrêté intégré du 2 février 1998) et dans celle spécifique aux installations de traitement des déchets (arrêtés du 18 décembre 1992 relatif au stockage des D.I.S., et arrêté du 9 septembre 1997 relatif au stockage des O.M., arrêtés du 25 janvier 1991 et du 10 octobre 1996 relatif aux installations d'incinération des O.M. et des D.I.S.) (cf. annexe réglementaire).

1) Données d'émission

Des données concernant les flux de poussières sont disponibles auprès de l'A.D.E.M.E. à travers l'obligation de déclaration liée à la T.P.P.A. (Taxe Pour la Prévention de la Pollution Atmosphérique, données 1997).

Des données d'émission sont également disponibles dans le rapport 1998 sur les émissions industrielles (données 1997) du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.

Les résultats des mesures de dioxines et furanes dans les fumées des incinérateurs de déchets de plus de 6 tonnes/heure sont disponibles sur le site du Ministère ainsi que les résultats des mesures de dioxines dans le lait des vaches au voisinage des U.I.O.M. à l'adresse suivante : <http://www.environnement.gouv.fr/actua/cominfos/dosdir/DIRPPR/dosdppr.htm#dioxine>

Dans le cas des incinérateurs, le détail des flux d'émission par polluant et par usine est présenté en annexe du rapport de la S.F.S.P. pour les poussières, les dioxines et furanes, le cadmium, le plomb et le mercure [SFSP 1999].

Quelles sources consulter pour la recherche des résultats des mesures des émissions des installations dans l'environnement :

- ADEME : <http://www.ademe.fr/>
- IFEN : <http://www.ifen.fr/>
- MATE : <http://www.environnement.gouv.fr/>

2) Données de population

Les données de population issues du Recensement Général de la Population [INSEE 1990] permettent de disposer de cartes de densité fournies par l'I.N.S.E.E. Des données plus fines détaillées par quartier peuvent être demandées.

Dans le cas des incinérateurs de déchets, la population a ainsi été estimée par maille de 500 mètres (qui sont celles du logiciel de dispersion des polluants utilisé pour les calculs) sur un territoire jusqu'à 5 kilomètres de côté [SFSP 1999].

3) Données de météorologie

La rose des vents locale (intégrant 30 années de mesures) peut être obtenue auprès de Météo-France.

4) Données d'alimentation

Des données de consommation individuelle issues de l'enquête A.S.P.C.C. (Association Sucre et Produits Sucrés, Communication, Consommation) sont disponibles auprès du Centre de Recherche pour l'Étude et l'Observation des Conditions de vie [CREDOC 1998]. Elles prennent en compte l'ensemble des prises alimentaires, qu'elles soient à domicile ou hors foyer, de 1 500 individus représentatifs de la population française. Réalisée en 1993 et 1994, cette enquête nationale est fondée sur un recueil des consommations alimentaires sur carnet individuel pendant sept jours consécutifs.

Dans l'évaluation du risque de l'incinération, des informations concernant la part d'aliments consommés issue d'une autoproduction locale, et la surface de terrain qui est en moyenne consacrée à leur culture, sont issues des données de l'enquête alimentaire conduite par l'I.N.S.E.E. en 1991 [SFSP 1999].

Quelles sources consulter pour la recherche des données de population ou de consommation et des données météorologiques :

- C.R.E.D.O.C. (Centre de Recherche pour l'Étude et l'Observation des Conditions de vie). Enquête A.S.P.C.C. 1994 (association sucre produits sucrés, communication, consommation), traitement OCA (Observatoire des consommations alimentaires). 1998, CREDOC, Paris.
- I.N.S.E.E. (Institut national de la statistique et des études économiques). Population de la France : Recensement général de la population. 1990, INSEE, Paris
- Météo-France : <http://www.meteo.fr/>

e) Modélisation de l'exposition

En l'absence de données de mesure directe de l'exposition, le recours à la modélisation a pour objectif de fournir des concentrations en polluants dans les différents milieux en contact avec l'homme (air, sol, eau, aliments). Les données ainsi obtenues permettent de calculer les concentrations en polluants dans l'air respiré par la population et les doses absorbées par voie digestive ou par contact cutané.

Selon la situation étudiée, la modélisation pourra concerner le transfert de polluants dans l'atmosphère depuis une source ponctuelle fixe (cas d'un incinérateur de déchets par exemple). Il sera ainsi possible de calculer une valeur d'immission, c'est à dire la concentration dans l'atmosphère respirée par la population considérée. Depuis la même source d'émissions, la modélisation pourra s'intéresser au transfert dans la chaîne alimentaire et calculer la dose ingérée par la population (cf. annexe II). La quantité de polluant ingérée directement par ingestion de sol ou de poussières telluriques mises en suspension pourra également être modélisée.

Dans le cas de pollution surfacique (cas des sols pollués), la modélisation fournira une concentration dans l'air extérieur (C.A.E.) et une concentration dans l'air intérieur (C.A.I.) (pour les scénarios qui prévoient un temps passé à l'intérieur des bâtiments) ainsi que la dose journalière d'exposition cumulée (D.J.E.) et la D.J.E. des voies d'exposition prises en compte dans l'évaluation (cf. annexe II).

1) Exposition par inhalation

L'objectif est de calculer les concentrations ambiantes en polluants émis par l'installation auxquelles les populations sont exposées.

La source des émissions de l'installation peut se présenter comme une source ponctuelle fixe (cas de la cheminée d'un incinérateur). Les immissions attribuables peuvent être estimées à l'aide d'un modèle de dispersion atmosphérique. Les auteurs du rapport de la S.F.S.P. ont ainsi eu recours aux logiciels POLAIR et APC3 [BALDUCCI 1995]. La rose des vents du site considéré a été utilisée. La hauteur de la cheminée de l'usine doit être connue.

Les émissions peuvent également se produire à partir d'une source diffuse (cas des sites de stockage des déchets). Il n'existe pas d'exemple de modélisation des immissions provoquées à distance d'une telle source de pollution diffuse. Une adaptation des logiciels utilisés dans le cas des sources ponctuelles serait à faire pour cet usage particulier.

Le cas des sites et sols pollués fournit un exemple de modélisation de l'exposition des populations résidant sur les sols d'un site réhabilité (cf. annexe II). Des logiciels spécifiques

ont été développés pour la modélisation de l'exposition d'une telle source de pollution surfacique.

2) Exposition par ingestion

Les polluants déposés sur les sols peuvent contaminer les aliments ou l'eau de boisson des populations résidentes.

L'origine de la contamination des sols peut se faire par dépôt des polluants à partir d'une source d'émissions atmosphériques, ponctuelle (cas des incinérateurs) ou diffuse (cas des centres de stockage des déchets).

Dans le cas des émissions atmosphériques des incinérateurs, l'estimation de l'exposition s'effectue en deux étapes. La première consiste à calculer le dépôt surfacique journalier moyen du polluant concerné dans les zones de cultures (les produits alimentaires peuvent avoir une origine « France entière » ou être cultivés localement). Celui-ci est ensuite utilisé dans la seconde étape pour estimer, à l'aide d'un logiciel d'évaluation de risque lié à la pollution des sols (CalTOX) [EPA 1997], les concentrations par transfert dans les aliments végétaux ou animaux consommés par la population. Connaissant la qualité et la quantité des aliments consommés en moyenne par jour pour l'ensemble de la population française, la dose de polluant ingérée est alors déduite [SFSP 1999]. Des développements en cours du logiciel CalTOX devraient permettre de calculer l'apport des métaux par ingestion directe de sol.

Dans le cas des sites et sols pollués, les logiciels spécifiques employés modélisent l'exposition de la population à partir de la consommation d'eau et d'aliments contaminés, et par ingestion de sol.

3) Exposition par contact cutané

L'exposition par contact cutané avec un sol contaminé est considérée dans le cas des logiciels utilisés pour modéliser l'exposition des populations résidant sur un site réhabilité (cf. annexe II). Par contre, l'exposition par cette voie n'a pas été prise en compte dans le cas des émissions atmosphériques des incinérateurs. Elle apparaît négligeable par rapport aux autres voies, respiratoire et digestive, et peu susceptible d'influer sur le résultat final de l'évaluation quantitative du risque.

Selon les situations considérées, l'évaluateur justifiera la prise en compte de telle ou telle voie d'exposition, sa pertinence et l'existence de données permettant de conduire l'évaluation du risque.

**Quelles sources consulter pour la modélisation des transferts
ou des émissions :**

- APC3. Le code APC3 (Air Pollution Control 3) est un logiciel développé par ARIA Technologies et le Centre de Recherches sur l'Environnement de E.N.EL (Electricité d'Italie). Il est conforme aux normes préconisées par l'U.S.-E.P.A.
- E.P.A. de Californie. Integrated Multimedia Exposure Modeling with Sensitivity and Uncertainty Analysis California Department of Toxic Substances Control, november 1997. Getting CalTOX information : <http://www.cwo.com/~herd1/downset.htm#I.A>
- H.E.S.P. The concepts of H.E.S.P. : Human exposure to soil pollutants. Reference manual version 2.10b, 1995, 65 pages
- POL'ER : Logiciel et guide méthodologique pour l'investigation épidémiologique d'une pollution atmosphérique ponctuelle. L'actualisation du logiciel POLAIR est en cours. Il permettra de procéder à une E.Q.R. pour des expositions directes par voie atmosphérique. BALDUCCI F., DELORAINE O., ZMIROU D. *Rev. Epidém. et Santé Publ.*, 1995, 43, 6, 594-603
- R.B.C.A. Emergency standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release site. 1994, 42 pages

4- La caractérisation du risque

La procédure d'estimation du risque s'applique différemment selon la nature des effets sanitaires. Doivent être distingués les polluants dont les effets apparaissent sans seuil d'action connu, et ceux pour lesquels un seuil de nocivité a pu être déterminé.

a) Polluants à effet cancérigène ou à effet systémique sans seuil

L'estimation d'un excès de risque (E.R.) représente la probabilité de survenue des effets délétères chez un individu ou dans une population. L'impact est cet excès de risque appliqué à une population de taille donnée (E.R. x population).

Dans le cas des incinérateurs de déchets, les polluants concernés sont : cadmium (cancer), dioxines (cancer, selon l'approche de l'U.S.-E.P.A.), particules [SFSP 1999].

1) Impact par voie respiratoire des émissions de polluants traceurs

Dans chaque périmètre d'exposition, l'impact par voie respiratoire des émissions de l'installation se calcule comme :

$$I_{inh} = ER_{inh} \times NP$$

où l'excès de risque vie entière par inhalation, $ER_{inh} = ERU_{inh} \times C^{\circ}_{amb\ att}$,

et :

$C^{\circ}_{amb\ att}$ = Concentration ambiante attribuable (immission calculée par le logiciel) ;

ERU_{inh} = Excès de Risque Unitaire d'inhalation : c'est l'excès de risque pour un individu lorsqu'il est exposé à une unité de polluant (sources : base de données IRIS ou études américaines sur l'effet chronique des particules [RR]) ;

NP = nombre de personnes exposées.

2) Impact par voie orale des émissions de polluants traceurs

L'excès de risque vie entière par ingestion est : $ER_{ing} = ERU_{ing} * dose$

où : ERU_{ing} = Excès de Risque Unitaire voie orale

dose = dose journalière ingérée (apport quotidien alimentaire calculé par le logiciel).

L'impact collectif par ingestion est calculé comme : $I_{ing} = ER_{ing} \times NP$,

avec : NP = nombre de personnes exposées dans la zone concernée.

3) Impact des émissions de traceurs exerçant une même toxicité par les 2 voies

Ce calcul s'effectue lorsque le polluant étudié conduit au même effet nocif par les deux voies d'exposition. C'est le cas des dioxines. Le calcul de l'excès de risque total est alors :

ER : $ER_{inh} + ER_{ing}$. Il en est de même pour l'impact total.

b) Polluants à effet systémique avec seuil

Pour ces polluants, il s'agit de comparer l'exposition attribuable à l'installation à des valeurs de référence publiées dans la littérature (normes, D.J.A., M.R.L.) (voir tableau). Cette

comparaison se fait par le **quotient de danger** (Q.D.), rapport des expositions attribuables aux valeurs de référence.

Dans le cas des incinérateurs de déchets, les polluants traceurs concernés sont : dioxines (approche O.M.S. et C.S.H.P.F.), cadmium, plomb et mercure [SFSP 1999]. On notera que les dioxines sont présentes dans deux catégories de polluants. En effet, les approches retenues par l' O.M.S. (et le C.S.H.P.F.) et celle de l'U.S.-E.P.A. se différencient, sans que le rapport de la S.F.S.P n'ait pour prétention de départager les deux logiques.

Valeurs de référence utilisées pour estimer les quotients de danger dans le cas des incinérateurs [SFSP 1999]

Polluant	dose de Référence (inhalation)	dose de Référence (ingestion)
Cadmium	5 ng/m ³ (OMS ^[1])	MRL _o ⁽²⁾ = 2.10 ⁻⁴ mg/kg.j (effet rénal)
Mercure	MRL _{inh} ⁽²⁾ = 0,2 µg/m ³ (effet neurologique)	—
Plomb	0,5 µg/m ³ (OMS ^[1]) 25 µg/kg pc/sem (DHT du JECFA)	—
Dioxines	Dose maximale admissible (CSHPF) ou objectif d'exposition (OMS) 1 pg I-TEQ/kg pc.j	

¹ OMS Euro : Air Quality Guidelines for Europe (à venir 1999)

² Toxicological Profiles for Mercury, ATSDR 1998

1) Impact par voie respiratoire

L'impact sanitaire d'un polluant *i* à toxicité systémique, pour lequel existe une valeur de référence (RfD ou MRL), s'évalue indirectement par le quotient (Q.D.) entre l'immission attribuable à l'installation et cette référence :

$$Q.D._{it} = C^{\circ}_{amb, ti} / RfD_i$$

Si Q.D. est supérieur à 1, cela implique que l'exposition est supérieure à la valeur de référence, situation qui doit être corrigée. Toutefois, ce dépassement ne représente pas nécessairement un véritable risque car certaines valeurs de référence utilisées comportent des marges de sécurité importantes. On représente ensuite la distribution des populations exposées à des quotients croissants (Q.D.) sur l'ensemble des territoires d'étude.

2) Impact par voie orale

Le même principe s'applique pour la voie indirecte. $Q.D._o = \text{dose reçue} / MRL_o$

Si la dose reçue est supérieure à la MRL_o ($Q.D. > 1$) alors il y a excès d'exposition par rapport aux valeurs de référence.

3) Exposition par les 2 voies d'exposition :

En principe, une dose de référence est calculée pour chaque voie d'exposition distinctement, mais quand l'exposition résulte à la fois de l'inhalation et de l'ingestion (cas des dioxines), la dose totale est estimée par la somme des apports (compte tenu des taux de pénétration par chaque voie), et rapportée à la valeur de référence D.J.A. ou D.H.T. (dose journalière admissible ou dose hebdomadaire tolérable, en mg/kg/j) :

$$Q.D._{tot} = \text{dose totale reçue} / D.J.A.$$

V – L'IMPACT DES MICRO-ORGANISMES

1- Les micro-organismes dans les déchets

Le milieu des déchets est un milieu particulièrement marqué par la présence de micro-organismes, 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 micro-organismes 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 (-) et des champignons de type *Aspergillus* ou *Penicillium*.

Il a été dénombré dans les déchets bruts arrivant à des centres d'incinération des concentrations de bactéries viables allant de $4,0 \cdot 10^6$ à $7 \cdot 10^8$ /g de déchets. Au bout de quelques jours à quelques semaines la flore bactérienne est devenue relativement monomorphe (situation caractéristique d'une fosse de déchets d'un incinérateur : présence majoritaire de *Bacillus*, *Citrobacter*, *Agrobacter*, *Enterobacter*, *Pseudomonas*). Les bactéries Gram (-) ont la particularité de libérer des constituants lipopolysaccharidiques de leurs membranes quand elles se détruisent. Ces constituants agissent comme des endotoxines responsables d'altérations de la santé en cas d'inhalation massive.

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.

Les champignons tendent à proliférer dans les déchets, à partir des spores présents dans certains déchets organiques (papier recyclé, déchets de jardins...). Après quelques jours de stockage, les variétés de type *Aspergillus fumigatus* et *Penicillium* ont totalement colonisé un amas de déchets. Les spores de ces champignons sont suffisamment petites (\varnothing environ 3 μm) pour pénétrer profondément dans l'arbre pulmonaire et atteindre les

alvéoles. Les levures, type *Candida albicans*, sont également fréquemment retrouvées dans les déchets.

L'utilisation large d'antiseptiques dans les cabinets et services médicaux réduit la charge microbiologique des déchets de soins, qui ne représentent donc pas dans la plupart des cas un risque microbiologique important. Il faut cependant faire une exception en ce qui concerne les déchets provenant des services de maladies infectieuses et les déchets contenant du sang, que la loi interdit de traiter avec les déchets ménagers. En effet, il est possible de retrouver par exemple le virus de l'hépatite B plusieurs jours après le geste soignant dans une carapule dentaire ou une seringue jetable. Le virus HIV serait moins résistant et disparaîtrait en quelques heures. 2 % des échantillons de déchets ménagers analysés se sont révélés positifs quant à la présence du virus de l'hépatite B.

2- Les niveaux d'exposition aux micro-organismes au voisinage des centres de traitement des déchets :

Il existe relativement peu d'études concernant les concentrations niveaux de micro-organismes atteints dans les centrales d'incinération, dans leurs effluents ou dans l'environnement des centrales. Les vieux incinérateurs ne remplissent pas les conditions nécessaires à l'élimination des micro-organismes du fait d'une température de combustion insuffisante et d'un temps de séjour à une température élevée trop court. En conséquence, les micro-organismes persistent au sein des imbrûlés.

Les différents auteurs ayant abordé ce sujet s'accordent à dire que, dans les conditions actuelles de température des incinérateurs de technologie récente, il n'y a de risque de retrouver de micro-organismes vivants, ni dans les mâchefers, ni dans les fumées, à condition que la température atteinte dans les chambres de combustion soient supérieures à 800 °C. Une étude, cependant, a montré la persistance de micro-organismes (56 cfu/m³, 0-400) dans la fumée à la base de la cheminée d'un incinérateur montant à 800 °C dans la chambre de combustion primaire, la température des fumées au point de prélèvement étant de 200 °C.

Une certaine contamination de l'environnement immédiat d'un centre d'incinération de déchets a été montré avec une flore monomorphe similaire à celle observée à l'intérieur de la centrale. Toutefois, cette influence de la centrale sur l'environnement extérieur disparaît très vite ; à 100 mètres, la flore microbienne observée est celle que l'on observe habituellement dans l'air extérieur. Ce constat explique sans doute en partie l'absence d'études sur les effets sanitaires de l'incinération des déchets vis-à-vis des populations riveraines et en particulier l'absence de données permettant de conduire une évaluation quantitative du risque microbiologique en rapport avec une installation de traitement thermique des déchets.

VI – L'IMPACT SONORE

Les nuisances sonores sont probablement parmi les nuisances les plus mal ressenties par la population. Selon une enquête de l'I.N.S.E.E. de 1996, 43 % des citoyens se plaignaient du bruit. Le bruit des transports constituant l'une de ses causes majeures. Les données du rapport sur la « protection des riverains contre le bruit des transports terrestres » indique que 7 millions de personnes sont exposées à plus de 65 dB (A) et que près d'un million de logements est exposé à plus de 70 dB(A) [CADAS 1999].

Si un bruit est considéré habituellement comme gênant à partir de 60 dB, il n'a pas été montré de réduction de la capacité auditive chez des sujets exposés à des bruits de niveau sonore inférieur à 80 dB sur une journée. Les effets non auditifs du bruit (hypertension artérielle, troubles digestifs, perturbations du sommeil) ont surtout été étudiés chez des travailleurs exposés à des bruits dépassant 85 dB en milieu professionnel. Cependant, les troubles du sommeil (retard à l'endormissement, réveils nocturnes) ont été mis en évidence chez des sujets exposés à des bruits de l'ordre de 40 à 45 dB. La qualité et la durée du sommeil profond peut être altérée [ZMIROU 2000].

Pour préserver la qualité du sommeil, il est recommandé de ne pas dépasser, la nuit dans la chambre à coucher, un niveau moyen (LAeq) de 30-35 dB(A) et un niveau maximum (LAm_{ax}) de 45-50 dB(A) [CADAS 1999].

Le bruit des transports est responsable de perturbation de la communication (conversations, radio, musique, télévision...). La gêne psychologique liée au bruit représente la sensation perceptive et affective exprimée par les personnes soumises au bruit. Parallèlement à la gêne globale exprimée, le bruit contraint souvent les individus à adopter, dans la vie quotidienne au domicile, des comportements pour limiter la gêne ; fermeture des fenêtres, modification de l'usage des pièces et des espaces extérieurs proches, insonorisation de l'habitat, déménagement...[CADAS 1999].

Lors de la rédaction du volet sanitaire de l'étude d'impact relative à une installation de traitement des déchets il faudra prendre en compte la nuisance sonore.

Les installations classées pour la protection de l'environnement sont soumises depuis 1985 à l'obligation de respecter des normes d'émission sonore dans l'environnement (arrêté du 20 août 1985 modifié par l'arrêté du 23 janvier 1997 pour les I.C.P.E. soumises à autorisation).

Ces textes précisent la définition des termes employés lors du mesurage du bruit notamment les termes de bruit résiduel (bruit ambiant en l'absence du bruit produit par l'installation), de bruit ambiant (bruit total existant composé de l'ensemble des bruits émis par toutes les

sources proches et éloignées), d'émergence (différence entre le bruit ambiant et le bruit résiduel) et de niveaux de bruit admissibles en limites de propriété.

L'installation est construite, équipée et exploitée de façon que son fonctionnement ne puisse être à l'origine de bruits transmis par voie aérienne ou solidienne susceptibles de compromettre la santé ou la sécurité du voisinage ou constituer une nuisance pour celui-ci.

Valeurs d'émergence admissibles pour les I.C.P.E. soumises à autorisation (arrêté du 23 janvier 1997)

Niveau de bruit ambiant existant dans les zones à émergence réglementée incluant le bruit de l'établissement	Émergence admissible pour la période allant de 7 heures à 22 heures sauf dimanches et jours fériés	Émergence admissible pour la période allant de 22 heures à 7 heures ainsi que les dimanches et jours fériés
Sup à 35 dB(A) et inf ou égal à 45 dB(A)	6 dB(A)	4 dB(A)
Sup à 45 dB(A)	5 dB(A)	3 dB(A)

L'arrêté préfectoral d'autorisation fixe, pour chacune de périodes de la journée (diurne et nocturne), les niveaux de bruit à ne pas dépasser en limites de propriété de l'établissement, déterminés de manière à assurer le respect des valeurs d'émergence admissibles (voir tableau). Les valeurs fixées par l'arrêté d'autorisation ne peuvent excéder 70 dB(A) pour la période de jour et 60 dB(A) pour la période de nuit, sauf si le bruit résiduel pour la période considérée est supérieur à cette limite.

Le bruit des véhicules dont le trafic à l'extérieur de l'établissement est en rapport avec l'activité de celui-ci ne fait pas l'objet de dispositions particulières dans le cadre de ces textes réglementaires.

Dans le cadre des études d'impact des projets d'aménagement et de transport, il serait intéressant de pouvoir disposer de méthodes permettant d'évaluer les effets sur la santé des résidents du voisinage. A notre connaissance de telles méthodes n'ont pas été développées.

Dans le cadre du volet sanitaire de l'étude d'impact, le pétitionnaire devra préciser les niveaux de bruit qui sont attendus de son installation en limites de propriété et se référer aux textes existants, selon le type de zone où sera implantée l'installation, pour vérifier la conformité de ses estimations aux valeurs réglementaires.

Dans l'application de la démarche d'évaluation de risque, l'évaluation de l'exposition de la population concernée devra être faite. Les niveaux de bruit susceptibles de résulter de l'activité de l'installation, de jour comme de nuit, seront appréciés. Les effectifs de population exposés seront calculés par classe de niveau d'exposition attendu en se référant aux valeurs d'émergence figurant dans l'arrêté du 23 janvier 1997 applicable aux I.C.P.E. soumises à autorisation.

VII – L'IMPACT DES TRANSPORTS SUR LA POLLUTION DE L'AIR

La principale source de pollution atmosphérique en zone urbaine est représentée par les transports. Le trafic généré par une installation de traitement des déchets peut atteindre un niveau important contribuant ainsi à la pollution de l'environnement.

L'évaluation des effets sur la santé des populations riveraines en rapport avec la pollution de l'air produite par le trafic routier généré par une installation de traitement des déchets devrait être pris en compte dans le volet sanitaire de son étude d'impact.

Les études ont essentiellement porté sur les effets sur la santé de la population de la pollution urbaine et plus particulièrement des « pics » de pollution [EXTRAPOL 1997]. Cependant, l'impact sanitaire potentiel des « pics » de pollution ne doit pas occulter l'importance des effets sanitaires dus à la pollution de fond.

Suite à l'étude qu'il a menée dans plusieurs villes de France, l'Institut de veille sanitaire a proposé un guide méthodologique pour l'évaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine [InVS 1999]. La démarche d'évaluation de l'impact sanitaire n'est envisageable que dans les zones urbaines où la pollution atmosphérique peut être correctement estimée et considérée comme homogène. Il est nécessaire de disposer de données de la qualité de l'air, de données de population et de données relatives aux déplacements. Les indications fournies par les récentes synthèses des nombreuses études épidémiologiques et expérimentales publiées ces dernières années sur le sujet ont permis de sélectionner des indicateurs de santé pertinents. La mortalité anticipée et la mortalité hospitalière sont deux indicateurs utilisés pour quantifier les effets à court terme de la pollution atmosphérique.

Pour estimer l'impact sanitaire du trafic routier lié à une installation de traitement de déchets, il serait nécessaire de développer des méthodes permettant de quantifier la part qui pourrait lui être attribué dans l'impact sanitaire global de la pollution atmosphérique due aux transports.

Des réflexions méthodologiques sont ainsi en cours au sein de l'I.N.R.E.T.S. afin de mieux caractériser l'impact des infrastructures routières sur la pollution de l'environnement.

Il est beaucoup trop tôt pour estimer l'impact sur la pollution de l'air au voisinage d'une installation de traitement des déchets en rapport avec le trafic routier généré par l'installation. Par contre, le trafic routier attendu devra être évalué et indiqué dans l'étude d'impact. Il pourrait en effet représenter pour les riverains une nuisance ressentie comme importante.

VIII – ÉCUEILS A ÉVITER

- Ne pas oublier que c'est lors de la création d'une installation que les inquiétudes du public sont les plus fortes et qu'il faut savoir accompagner un projet d'un volet communication où la présence des experts indépendants et des associations de défense de l'environnement devrait avoir sa place.
- Ne pas sous-estimer le problème des odeurs dont on a vu que leur perception était bien corrélée avec la production de symptômes rapportés par les riverains de sites de stockage de déchets.
- Ne pas omettre de prendre en compte les effets attendus tant lors de la phase des travaux du projet que de la phase d'exploitation que de la cessation d'activités (cas des centres d'enfouissement techniques en particulier).
- Les résultats devront faire apparaître les effets cumulés sur la santé des populations à partir de l'état initial du site.
- Ne pas se limiter à l'étude de la seule pollution de l'air par les polluants émis par l'installation.
- Parmi les effets à prendre en compte ne pas oublier ceux en rapport avec le bruit de l'installation ou celui lié au trafic routier généré par l'installation (notamment dans la phase de chantier).
- Ne pas se limiter aux effets directs de la pollution de l'air mais également aux effets indirects notamment par la chaîne alimentaire chaque fois que cela peut paraître pertinent.
- Les conséquences de l'évolution des polluants dans les milieux (biotransformation) sont aussi à prendre en compte.

- Dans l'appréciation du potentiel de risque lié au projet bien retenir que la nature du danger mais aussi de la population exposée (enfants, adultes, personnes âgées, personnes malades....) sont à prendre en compte pour dimensionner le volet sanitaire.
- Les diverses activités en périphérie de l'installation, actuelles ou à venir, doivent être considérées quant à l'impact de l'installation (zone résidentielle, zone industrielle, zone de loisirs.....).
- Dans le cas où les connaissances sont insuffisantes pour aller au delà de l'identification du problème et de l'indication des risques potentiels, le pétitionnaire est encouragé à s'appuyer sur le principe général de précaution.
- Dans l'élaboration des hypothèses et dans les scénarii applicables à l'installation en projet, le choix d'hypothèses défavorables devra être privilégié.
- Retenir que l'insuffisance de connaissances disponibles ne pourra pas justifier l'absence de présentation d'hypothèses sur la nature et l'ampleur des risques attendus.

IX - CONCLUSIONS

La loi du 10 juillet 1976, relative à la protection de la nature, prescrit que « *les études préalables à la réalisation d'aménagements ou d'ouvrages qui, par l'importance de leurs dimensions ou leurs incidences sur le milieu naturel, peuvent porter atteinte à ce dernier, doivent comporter **une étude d'impact** permettant d'en apprécier les conséquences* ».

La nomenclature relative aux I.C.P.E. figurant dans le décret du 20 mai 1953 modifié précise que les stations de transit, les décharges, les établissements de traitement et d'incinération des déchets sont des installations classées et sont soumises à une procédure d'autorisation préalable.

Aux termes de l'article 19, la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie n° 96-1236 du 30 décembre 1996 qui modifie l'article 2 de la loi du 10 juillet 1976, prévoit que désormais doivent être étudiés et présentés dans l'étude d'impact, **les effets du projet sur la santé et les mesures envisagées pour supprimer, réduire et, si possible, compenser les conséquences dommageables du projet pour l'environnement et la santé**. L'obligation de l'étude des effets sur la santé a ainsi été renforcée dans la loi du 10 juillet 1976 en vigueur.

Le projet de méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact installations classées rédigé par le M.A.T.E. reprend les étapes de la démarche d'évaluation des risques sanitaires (E.R.S.). Elle s'effectue par catégorie de rejets et comprend :

- un inventaire des substances présentant un risque sanitaire et de leur flux,
- une détermination de leurs effets néfastes intrinsèques et de leurs effets conjugués,
- une détermination des voies de contamination des populations et une identification des populations potentiellement affectées,
- une évaluation quantitative des expositions des populations aux diverses substances de l'installation,
- une caractérisation du risque sanitaire causée par l'installation par comparaison entre les expositions prévues et des valeurs de référence.

L'In.V.S. a élaboré un guide afin de donner aux professionnels des services de l'État en charge de l'analyse des dossiers d'étude d'impact préparés par les pétitionnaires les éléments nécessaires pour réaliser une lecture critique du volet sanitaire qui s'inspire lui aussi largement de la démarche d'évaluation des risques sanitaires.

Il apparaît donc tout à fait souhaitable que l'étude des effets sur la santé dans les futures études de l'impact des projets d'aménagement et de transport qui seront présentées à l'administration s'inspire de cette démarche.

Le présent rapport présente les principes généraux et les concepts qui sous tendent cette démarche afin de faciliter son emploi par les personnes qui seront chargées auprès des industriels de l'étude des effets sur la santé dans les études d'impact.

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). 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.

Dans le cas des installations de traitement des déchets, des exemples d'application de la démarche d'E.R.S. sont présentées. Il n'en existe que pour le traitement thermique des déchets. Seules les émissions atmosphériques de polluants y ont fait l'objet d'évaluation quantitative du risque.

Lors de l'identification des dangers, il est nécessaire de constituer une base de données la plus complète possible de toutes les substances susceptibles d'être retrouvées sur le site et aux alentours. Tous les polluants émis par les installations de traitement des déchets ne sont pas pris en considération car leurs conséquences sanitaires sont fort inégales ; de plus, les informations nécessaires sont souvent absentes. Certains « traceurs du risque » sont donc sélectionnés pour conduire cette évaluation du risque dont les critères seront explicités.

Les autres voies d'émissions de polluants, par les résidus solides ou les rejets liquides, n'ont pu faire l'objet de cette évaluation faute de données suffisantes concernant les conditions d'exposition des populations. Pour être pertinentes, les évaluations des risques à mener en rapport avec les utilisations des sous-produits issus d'une filière de traitement des déchets devraient largement dépasser le strict cadre local et s'intéresser à des populations potentiellement exposées bien au delà des installations ayant produit les effluents considérés. Ce n'est pas l'objet de l'étude d'impact qui s'intéresse aux populations résidant au voisinage de l'installation en projet.

L'exposition de la population au voisinage des installations de traitement des déchets se fait essentiellement à partir des émissions aériennes de polluants, accessoirement à partir des contacts avec les poussières du sol, voire par la consommation d'eau ou d'aliments pollués. Dans le cas de l'incinération des déchets, deux voies d'exposition sont prises en compte : l'inhalation de polluants émis à la cheminée des U.I.O.M. d'une part, l'ingestion d'aliments

contaminés via la chaîne alimentaire après dépôt de polluants atmosphériques sur les sols d'autre part. Selon le type d'installation de traitement de déchets, sa situation géographique et les polluants traceurs retenus, il peut être pertinent de prendre également en compte la voie directe d'ingestion de sol.

Pour quantifier l'exposition de la population aux polluants émis par l'installation, il est nécessaire le plus souvent de recourir à des techniques de modélisation des transferts des polluants dans les divers milieux en contact avec l'homme. Dans le cas des incinérateurs, les « immissions » attribuables sont estimées à l'aide d'un modèle de dispersion atmosphérique des polluants émis par la cheminée de l'installation. L'estimation de l'exposition par ingestion s'effectue en deux étapes. La première consiste à calculer le dépôt surfacique journalier moyen du polluant concerné dans les zones de cultures (les produits alimentaires peuvent avoir une origine « France entière » ou être cultivés localement). Celui-ci est ensuite utilisé dans la seconde étape pour estimer, à l'aide d'un logiciel d'évaluation de risque lié à la pollution des sols, les concentrations par transfert dans les aliments végétaux ou animaux consommés par la population. Ce type de logiciel permet également la prise en compte de l'ingestion directe de sol pollué.

Pour caractériser le risque, la procédure s'applique différemment selon la nature des effets sanitaires. Doivent être distingués les polluants dont les effets apparaissent sans seuil d'action connu, et ceux pour lesquels un seuil de nocivité a pu être déterminé. Dans le premier cas, il est possible d'estimer un excès de risque (E.R.) qui représente une probabilité de survenue des effets délétères chez un individu ou dans une population. Dans le second cas, il s'agit de comparer l'exposition attribuable à l'installation à des valeurs de référence publiées dans la littérature (normes, D.J.A., M.R.L.). Cette comparaison se fait par le quotient de danger (Q.D.), rapport des expositions attribuables aux valeurs de référence.

Dans la rédaction finale du volet sanitaire de l'étude d'impact d'une installation de traitement des déchets, l'évaluateur aura des choix à faire. Ces choix concerneront notamment les polluants à prendre en compte et l'établissement des scénarii à retenir pour évaluer l'exposition de la population. Le présent travail espère constituer une aide dans l'établissement de ces choix à partir des exemples d'évaluation des risques sanitaires disponibles.

Dans sa démarche, l'évaluateur du risque devra apprécier l'importance des autres sources de pollution présentes sur le site géographique où l'installation de traitement de déchets sera implantée. En effet, la contribution de chacune des sources de pollution existantes sera retenue par les autorités administratives chargées d'analyser le dossier d'étude d'impact pour évaluer si le niveau de risque auquel la population est exposée dépasse le niveau acceptable. Pour chaque polluant pris en compte, le niveau de risque acceptable est déterminé par référence à des valeurs seuil.

Les installations de traitement des déchets occasionnent un trafic routier important qui génère une pollution atmosphérique d'origine automobile. Si cette pollution fait l'objet d'études épidémiologiques nombreuses afin de mettre en évidence les relations existant entre la pollution atmosphérique d'origine automobile et la survenue de maladies respiratoires notamment, il n'a pas encore été mené d'étude d'évaluation du risque sanitaire appliquée à un équipement routier ou au trafic généré par une installation industrielle.

Elles sont également la source d'autres nuisances pour leur environnement. La réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement limite les bruits émis dans l'environnement. Cependant, les effets du bruit des installations ou des moyens de transport mis en œuvre pour l'approvisionnement ou l'évacuation des matières n'ont pas fait pour l'instant l'objet d'évaluation du risque sanitaire vis-à-vis des populations riveraines.

Outre l'impact du bruit ou du trafic routier, celui des micro-organismes ou des odeurs, n'a pas fait l'objet d'évaluation quantitative à notre connaissance. Ces dangers devront cependant figurer dans le recensement des dangers du volet sanitaire de l'étude d'impact. Leurs effets connus sur la santé humaine devront être décrits. L'exposition des populations au voisinage des installations devra être évaluée ; les niveaux d'exposition et les effectifs concernés seront estimés.

L'épidémiologie occupe une place, certes importante mais limitée, dans l'ensemble de la démarche d'évaluation des risques depuis l'identification du potentiel dangereux des substances jusqu'au calcul du risque en rapport avec l'exposition à ces substances. Comme le Réseau Santé-Déchets le préconise depuis plusieurs années auprès des industriels, elle peut être un outil irremplaçable pour la mise en place du suivi longitudinal d'une population à partir d'un point « zéro » fait avant toute exposition.

Si les études d'évaluation des risques publiées se sont principalement intéressées aux effets des polluants chimiques sur la santé, nous ne saurions trop insister auprès des industriels pour qu'ils prennent également en compte la dimension « psychosociale » de tout projet d'installation réputée polluante. En effet, les études épidémiologiques ont montré la grande importance pour le public du bruit et du trafic liés à une installation et des odeurs générées par celle-ci. Dans ces domaines, même s'il n'est pas possible de quantifier le risque pour la population, l'évaluateur devra établir la liste des dangers potentiels de l'installation en projet sans en sous-estimer l'importance.

Les études publiées consacrent l'importance fondamentale que revêt la communication sur le risque de la part de l'industriel dès les premiers contacts avec la population chez laquelle les inquiétudes vis-à-vis du risque joueront souvent un rôle plus grand que le risque quantifié.

X - GLOSSAIRE

BIODISPONIBILITE : Aptitude d'une substance chimique à atteindre sa cible organique. Ce concept très général intègre tous les phénomènes mis en jeu depuis la pénétration de l'agent dangereux dans un organisme vivant jusqu'à son métabolisme, son élimination ou son stockage.

COFACTEUR voir **COVARIABLE** voir aussi **FACTEUR DE CONFUSION**

COMPOSES INORGANIQUES : On distingue les métaux (doués de propriétés dites métalliques) et les non-métaux (dénommés autrefois métalloïdes). Des éléments dits mixtes comme le germanium (Ge) l'arsenic (As) et l'antimoine (Sb) ont des propriétés intermédiaires entre les métaux et les non-métaux (voir aussi à **MÉTAUX, NON-MÉTAUX, MÉTAL DE TRANSITION**).

CONCENTRATION ADMISSIBLE DANS L'AIR (C.A.A.) : Est la valeur toxicologique de référence (V.T.R.) utilisée pour les effets toxiques à seuil quand l'exposition a lieu par voie respiratoire. Elle s'exprime généralement en mg ou en $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (milligramme ou microgramme de substance chimique par mètre cube d'air ambiant). La C.A.A. définit pour une durée d'exposition spécifiée la teneur maximale théorique de l'air ambiant en agent toxique qu'un individu, issu d'un groupe sensible ou non, peut inhaler sans que survienne un effet nuisible à sa santé.

CONCENTRATION MOYENNE DANS L'AIR (C.M.A.) : Est l'estimation de la concentration moyenne en agent toxique dans l'air ambiant en tenant compte de la fréquence et de la durée d'une exposition subchronique ou chronique. Elle s'exprime dans la même unité que la C.A.A.

COVARIABLE ou **COFACTEUR** : Variable qu'il est nécessaire de prendre en compte dans l'étude de la relation entre un facteur de risque et une maladie. Exemple : le tabagisme pour l'étude de la relation entre l'exposition à un agent toxique et la survenue de cancer du poumon.

DANGER : Effet sanitaire indésirable. Le danger désigne tout effet toxique, c'est-à-dire un dysfonctionnement cellulaire ou organique, lié à l'interaction entre un organisme vivant et un agent chimique, physique ou biologique. Il peut s'agir du changement d'une fonction ou valeur biologique, de l'aspect ou de la morphologie d'un organe, d'une malformation fœtale, d'une maladie transitoire ou définitive, d'une invalidité ou d'une incapacité, d'un décès. Dans les analyses des risques industriels, on parlera de potentialité d'agression de l'élément dangereux vis-à-vis d'une cible à protéger.

DÉCHARGE : Lieu de stockage ultime de déchets également appelé centre d'enfouissement technique ou centre de stockage. On distingue : la décharge de classe 1 recevant les déchets industriels spéciaux, la décharge de classe 2 recevant les déchets municipaux et assimilés, la décharge de classe 3 ou décharge d'inertes pour les déblais et gravats.

DÉCHARGE BRUTE : Toute décharge faisant l'objet d'apports réguliers de déchets municipaux non inertes, directement exploitée par une municipalité ou laissée par elle à la disposition de ses administrés, sans autorisation préfectorale au titre de la législation sur les installations classées.

DÉCHET : Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon " (loi du 15/07/1975).

DÉCHET ULTIME : " Déchet qui, résultant ou non du traitement d'un déchet, n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la partie valorisable ou par réduction de son caractère dangereux ou polluant " (loi du 13/07/1992).

DÉCHETS DE CHANTIER : Déchets issus des travaux de construction, de réhabilitation et de démolition de bâtiments. Ils ne comprennent pas les déchets issus des travaux publics.

DÉCHETS INDUSTRIELS BANALS : Les déchets industriels banals (D.I.B.) sont les déchets non dangereux et non inertes produits par les industries et les entreprises de commerce, d'artisanat et de service. Ils peuvent être regroupés en grandes familles : bois, papiers, cartons, métaux, plastiques, verre, caoutchouc, textile, cuir, organiques. Les DIB suivent des filières de traitement similaires à celles mises en oeuvre pour les ordures ménagères : recyclage, incinération en U.I.O.M., stockage en centre d'enfouissement technique de classe II.

DÉCHETS INDUSTRIELS SPÉCIAUX (D.I.S.) : Les déchets industriels spéciaux sont des déchets qui font courir un risque (risque physique, risque lié à des réactions dangereuses, risque biologique, risque pour l'environnement, etc.) et nécessitent un traitement spécifique dans des installations adaptées. Ils ne doivent pas être traités dans une filière commune à celle des ordures ménagères.

DÉCHETS INERTES : Déchets qui, de par leur caractéristiques physico-chimiques, ne sont pas susceptibles d'être source de mobilisation de polluants dans l'environnement. Ils proviennent de certaines activités d'extraction minière ou de déblais de démolition (terre, gravats, sables, stériles...).

DÉCHETS MUNICIPAUX : Ensemble des déchets dont l'élimination doit être assurée par les communes. Ils comprennent les ordures ménagères, les déchets encombrants des ménages, les déchets verts des espaces publics, les déchets des ménages liés à l'usage des automobiles, les déchets du nettoyage et les déchets de l'assainissement public.

DÉCHETS PRIMAIRES ET SECONDAIRES : Les déchets secondaires sont les déchets issus d'un premier traitement des déchets. Il s'agit essentiellement des sous-produits de l'incinération (mâchefers, résidus d'épuration des fumées) ou du compostage (refus de compostage). A contrario, les déchets primaires sont des déchets bruts n'ayant fait l'objet d'aucun traitement ou préparation préalable : ordures ménagères, DIB, etc.

DÉCHETS TOXIQUES EN QUANTITÉ DISPERSÉE (D.T.Q.D.) : Les déchets toxiques en quantité dispersée sont des déchets toxiques dont le gisement est éparé. Cette dénomination est à réserver aux déchets toxiques des laboratoires, PME-PMI, des artisans et des établissements d'enseignement.

DÉCHETS ULTIMES : Déchets, résultant ou non du traitement ou de la valorisation de déchets, qui ne sont plus susceptibles d'être traités ou valorisés dans les conditions techniques et économiques du moment, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de leur caractère polluant ou dangereux.

DÉCHETTERIES : La déchetterie est un espace aménagé, gardienné, clôturé où le particulier (et éventuellement l'artisan et le commerçant) peut apporter ses déchets encombrants ; ainsi que d'autres déchets en les répartissant dans des contenants spécifiques en vue d'éliminer ou de valoriser au mieux les matériaux qui les constituent. Les déchetteries reçoivent les matériaux qui ne peuvent pas être collectés de façon traditionnelle par les services de ramassage des ordures ménagères en raison de leur taille (monstres : mobilier, literie, gros électroménager, cycles, caisses...), de leur quantité (gravats,

déchets verts) ou de leur nature (huiles usagées, batteries, produits de bricolage ou d'entretien, piles boutons, etc.). Lieu d'apport, la déchetterie ne constitue pas l'exutoire définitif de déchets, ni même le lieu de leur transformation. Elle joue par définition un rôle de transit et d'orientation, C'est un outil de collecte.

DÉPÔT SAUVAGE : Dépôt clandestin de déchets réalisés par des particuliers sans autorisation communale, et sans autorisation préfectorale au titre des de la législation sur les installations classées.

DETERMINISTE : Qualifie les effets toxiques dont la gravité est proportionnelle à la dose. Par convention, les effets déterministes ne surviennent que si un seuil de dose est atteint et dépasse les capacités de détoxification, de réparation ou de compensation de l'organisme.

DOSE : Quantité d'agent dangereux mise en contact avec un organisme vivant. Pour l'exposition humaine ou animale aux substances chimiques, elle s'exprime en milligramme par kilo de poids corporel et par jour. A défaut de précision, la dose est externe ou administrée (intake).

DOSE EXTERNE : Somme des différents apports de polluants, qui entrent en contact avec l'homme par les diverses voies d'exposition (inhalation, ingestion, contact cutané).

DOSE INTERNE : Quantité de polluants qui pénètrent dans les milieux biologiques, une fois passés les tissus séparant les espaces intérieurs et le milieu extérieur : c'est la dose externe réduite des taux d'absorption.

DOSE JOURNALIERE ADMISSIBLE (D.J.A.) : Est la valeur toxicologique de référence utilisée pour les effets toxiques à seuil quand l'exposition a lieu par voie orale ou cutanée. Elle s'exprime généralement en mg/kg.j (milligramme de substance chimique par kilo de poids corporel et par jour). La D.J.A. définit la quantité maximale théorique d'agent toxique qui peut être administrée à un individu, issu d'un groupe sensible ou non, sans provoquer d'effet nuisible à sa santé.

DOSE LÉTALE 50 % (D.L₅₀) : Expérimentalement dose qui entraîne 50 % de décès parmi les animaux traités.

DOSE MINIMALE SANS EFFET NOCIF OBSERVE (D.M.E.N.O.) : (ou en anglais L.O.A.E.L. - Lowest Observed Adverse Effect Level), désigne la dose ou la concentration la plus faible ayant provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique.

DOSE MOYENNE JOURNALIERE (D.M.J.) : Est l'estimation de la dose reçue par voie orale ou cutanée, en tenant compte de la fréquence et de la durée d'une exposition subchronique ou chronique. Elle s'exprime dans la même unité que la D.J.A..

DOSE SANS EFFET NOCIF OBSERVE (D.S.E.N.O.) : (ou en anglais N.O.A.E.L. - No Observed Adverse Effect Level), désigne la dose ou la concentration la plus élevée n'ayant pas provoqué un effet nocif observé - par rapport à un groupe témoin - au cours d'une expérimentation animale ou d'une étude épidémiologique.

EFFET CANCÉROGÈNE : Toxicité qui se manifeste par l'apparition de cancers.

EFFET SYSTÉMIQUE : Toxicité d'un agent polluant se manifestant par une atteinte non cancéreuse d'un tissu ou d'une fonction.

EFFETS AIGUS : Troubles liés à une exposition courte mais à forte dose. Généralement, ils sont immédiats ou surviennent à court terme (quelques heures à quelques jours) et disparaissent spontanément quand cesse l'exposition, si celle-ci n'a pas occasionné des

désordres irréversibles.

EFFETS CHRONIQUES : Troubles en rapport avec une exposition faible et prolongée. Ils surviennent en général avec un temps de latence qui peut atteindre plusieurs mois, voire des décennies, et sont habituellement irréversibles en l'absence de traitement.

EFFLUENTS LIQUIDES : Rejets liquides aqueux, de très gros volumes et de faible concentration en polluants (par comparaison aux rejets que l'on qualifie de déchets), en général dirigés vers des stations identiques à celles de traitement des eaux usées.

ÉMISSIONS ATMOSPHERIQUES : Concentrations mesurées à la sortie d'une source, par exemple la cheminée d'une installation d'incinération des déchets (voir aussi immissions)

ENCOMBRANTS : Déchets de l'activité domestique occasionnelle des ménages, qui, en raison de leur volume ou de leur poids, ne peuvent être pris en compte par la collecte des ordures ménagères. Ils comprennent notamment les équipements ménagers usagers (réfrigérateurs, matelas, vélos...), les déblais, les gravats, les déchets verts des ménages.

ÉQUIVALENT-DIOXINE (E.D.) : La molécule de référence étant la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-*p*-dioxine (T.C.D.D.) ou "dioxine de Seveso", isomère le plus toxique quel que soit l'effet biologique étudié. On lui attribue la valeur 1, les autres isomères ayant une valeur inférieure, proportionnellement à leur toxicité.

ÉQUIVALENT-TOXIQUE (T.E.Q.) : L'équivalence de toxicité (T.E.Q.) permet de caractériser le potentiel toxique d'un milieu quelconque contenant des dioxines et composés voisins. C'est la somme des concentrations des différents congénères dans ce milieu, après affectation à chacun de son équivalent dioxine (E.D.).

ÉTUDE TRANSVERSALE : Étude descriptive conduite sur une durée en générale brève, visant à recueillir simultanément des données relatives à une maladie ou à des facteurs de risque dans une population donnée. Les sujets inclus dans l'étude sont ceux qui sont présents à un moment *t*. 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).

ÉVALUATION DU RISQUE SANITAIRE : Les deux premières parties de la démarche d'évaluation du risque sanitaire (identification du danger et étude des relations dose-réponse) sont principalement de nature toxicologique mais l'épidémiologie joue parfois un rôle important. 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, cette valeur toxicologique de référence permet de caractériser le risque sanitaire.

EXCES DE RISQUE (E.R.) : Risque supplémentaire dû à une exposition spécifique par rapport au risque dans une population de référence (en général non exposée).

EXCES DE RISQUE INDIVIDUEL (E.R.I.) : Probabilité de survenue d'un danger, au cours de la vie entière d'un individu, liée à une exposition à un agent cancérigène (sans unité).

EXCES DE RISQUE UNITAIRE (E.R.U.) : Estimation de l'E.R.I. pour une exposition vie entière égale à 1 unité de dose d'agent dangereux. Cet indice est la valeur toxicologique de référence (V.T.R.) pour les effets toxiques sans seuil. Il représente en général la pente de la borne supérieure de l'intervalle de confiance de la courbe dose-réponse et s'exprime, pour une exposition orale ou cutanée, en (mg/kg.j)⁻¹.

EXPOSITION : Désigne, dans le domaine sanitaire, le contact entre une situation ou un agent dangereux et un organisme vivant. L'exposition peut aussi être considérée comme la

concentration d'un agent dangereux dans le ou les milieux pollués mis en contact avec l'homme.

EXTRAPOLATION : Calcul des valeurs d'une variable selon une fonction définie dans une plage située en dehors de la série étudiée.

FACTEUR DE CONFUSION voir aussi **COFACTEUR** ou **COVARIABLE** : Il s'agit d'un biais qui modifie la relation brute entre la maladie et un facteur de risque au niveau de l'ensemble de la population. La relation entre l'exposition et la maladie n'est pas la même dans les différentes classes du facteur de confusion. Le facteur de confusion est lié à la fois à l'exposition et à la maladie.

FŒTOTOXIQUE : (Agent) nuisible au développement optimal du fœtus.

IMMISSIONS : Concentrations d'une substance chimique dans l'air ambiant.

INDICES BIOLOGIQUES D'EXPOSITION : Les indices biologiques d'exposition sont des valeurs de référence correspondant soit aux concentrations d'un produit chimique ou ses métabolites dans les liquides biologiques ou l'air expiré, soit une réponse biologique à un produit chimique. Ces indices sont un moyen d'apprécier l'exposition des travailleurs aux substances chimiques et doivent être considérés comme complémentaires des valeurs limites d'exposition dans l'air en milieu professionnel.

INTERVALLE DE CONFIANCE A 95 % : Ensemble de valeurs numériques autour de l'estimation d'un paramètre (moyenne, médiane) qui présente 95 % de chance de contenir la valeur que l'on cherche à estimer.

MÂCHEFERS : Également appelés " scories ", ce sont des résidus solides issus de l'incinération des déchets.

MODELISATION : Équation mathématique permettant de reproduire un phénomène physique, biologique ou chimique. Elle est notamment utilisée pour : i) simuler le devenir et le transfert des polluants dans les différents compartiments environnementaux ; ii) quantifier l'exposition humaine par les voies orale, cutanée et respiratoire ; iii) extrapoler la courbe dose-réponse, pour les effets cancérigènes, des fortes doses vers les faibles doses ; iv) quantifier l'excès de risque individuel ou collectif.

MUTAGÈNE : (Agent) susceptible d'induire des mutations de l'A.D.N., ce qui constitue l'étape initiale de la cancérogenèse, à condition que la mutation porte sur des gènes impliqués dans le processus de cancérogenèse. Les (agents) dits cancérogènes directs sont également mutagènes

ORDURES MÉNAGÈRES : Ordures ménagères au sens large : déchets pris en compte par la collecte traditionnelle des ordures ménagères. Ces déchets se composent donc d'ordures produites par les ménages stricto sensu et de déchets produits par les petits commerçants et artisans. Ordures ménagères au sens strict : ensemble des déchets générés par les seuls ménages. Aux déchets collectés, on doit ajouter les quantités éliminées directement par les ménages dans leurs cheminées, jardins, etc.

PUISSANCE STATISTIQUE : Capacité d'une étude à déceler une différence donnée entre deux groupes lorsque cette différence existe vraiment dans la population.

QUOTIENT DE DANGER (Q.D.) : Rapport entre l'estimation d'une exposition (exprimée par une dose ou une concentration pour une période de temps spécifiée) et la V.T.R. de l'agent dangereux pour la voie et la durée d'exposition correspondantes. Le Q.D. (sans unité) n'est pas une probabilité et concerne uniquement les effets à seuil.

RECYCLAGE : Réintroduction directe d'un déchet dans le cycle de production dont il est

issu, en remplacement total ou partiel d'une matière vierge (verre, papier, métal...).

REFIOM : Résidus d'épuration des fumées issues de l'incinération des ordures ménagères.

RELATION CAUSALE : Relation entre un facteur de risque et une maladie, établie par l'existence d'une association statistique non biaisée, qui remplit un nombre satisfaisant de critères destinés à étayer la réalité d'une relation de cause à effet. Ces critères sont, notamment, la temporalité, la force de l'association, l'existence d'une relation dose-réponse, la plausibilité biologique, la constance et la reproductibilité.

RISQUE ACCEPTABLE : Il est possible de définir (aujourd'hui en France) comme inacceptable un niveau de risque supérieur à 10^{-4} , comme acceptable un niveau de l'ordre de 10^{-5} et comme objectif souhaitable un niveau inférieur à 10^{-5} s'il est techniquement possible à un coût économiquement acceptable. Une exposition qui conduirait à un risque de l'ordre de 10^{-5} peut être considérée comme faible et une exposition conduisant à un risque inférieur à 10^{-6} peut être considérée comme négligeable. Cependant, si ces valeurs peuvent servir de référence, elles ne sauraient se substituer à une procédure de débat public, selon des modalités adaptées au sujet et au contexte local, en vue d'informer les différentes parties concernées (y compris les personnes vivant au voisinage des - futurs - sites), et de recueillir leur opinion.

RISQUE SANITAIRE : voir ÉVALUATION DU RISQUE SANITAIRE.

RISQUE : Probabilité de survenue d'un danger (sans unité). Le risque en épidémiologie est un indice qui quantifie la fréquence avec laquelle surviennent les nouveaux cas d'une altération de la santé chez des sujets qui en étaient initialement indemnes (les sujets « à risque »). Dans les analyses des risques industriels, le risque est quantifié par le couple *gravité* des conséquences de l'événement et *fréquence* d'occurrence de l'évènement. Le croisement de ces deux paramètres aboutit à l'établissement de grilles de criticité.

SCENARIO D'EXPOSITION : Définit toutes les caractéristiques physiologiques et comportementales de l'être humain qui sont utilisées pour modéliser l'exposition, notamment : l'âge, le poids, le sexe, le volume respiratoire, la surface cutanée, le budget espace-temps, l'activité réalisée sur le site, la consommation alimentaire, l'ingestion de sol, etc.

SIGNIFICATION STATISTIQUE : Caractéristique d'un résultat dont la probabilité d'être observée par hasard est inférieure ou égale à un seuil arbitraire fixé a priori.

STOCHASTIQUE : Qualifie un effet toxique dont la fréquence, mais non la gravité, est proportionnelle à la dose. Les effets stochastiques - cancers, mutations - sont réputés pouvoir apparaître quelle que soit la dose non nulle reçue par l'organisme (absence de seuil).

SUBSTANCE DANGEREUSE : Molécule capable de provoquer un effet toxique chez l'homme et faisant l'objet d'une classification internationale au titre de la directive européenne 67/548/CEE.

T.L.V. : Threshold Limit Value. Terminologie américaine définissant des valeurs maximum de concentration de polluants dans l'air en milieu professionnel. Les T.L.V. sont proposées par une société professionnelle (A.C.G.I.H.). Comme leur équivalent français (Valeur moyenne d'exposition - V.M.E. - ou valeur limite d'exposition - V.L.E.), elles concernent des unités de temps "long" (une journée typique de 8 heures) ou court (5 à 10 minutes).

TAUX DE DESSERTE OU DE COUVERTURE DES POPULATIONS : Rapport entre la population d'une aire géographique donnée (département, région, ...) desservie par un

équipement de gestion des déchets ménagers (installation de traitement, décharge, déchetterie, ...) et la population totale de l'aire géographique considérée.

TÉRATOGENÈSE : (agent) susceptible d'induire des malformations congénitales.

TRANSPOSITION : Description d'un caractère qualitatif ou quantitatif par des données expérimentales ou des observations issues d'un autre domaine que celui dans lequel elles sont appliquées (espèce, population, lieu, matériau, voie ou durée d'exposition, etc.).

VALEUR TOXICOLOGIQUE DE REFERENCE (V.T.R.) : Appellation générique regroupant tous les types d'indice toxicologique qui permettent d'établir une relation entre une dose et un effet (toxique à seuil d'effet) ou entre une dose et une probabilité d'effet (toxique sans seuil d'effet). Les V.T.R. sont établies par des instances internationales (I.O.M.S. ou le C.I.P.R., par exemple) ou des structures nationales (U.S.-E.P.A. et A.T.S.D.R. aux États-Unis, R.I.V.M. aux Pays-Bas, C.S.H.P.F. en France, etc.).

VALORISATION : Utilisation d'un déchet en profitant de ses qualités, soit à la production de matériaux neufs dans un cycle de production (recyclage), soit à d'autres fins (utilisation agricole de compost, production d'énergie à partir de l'incinération des déchets).

XI - BIBLIOGRAPHIE

- ABENHAIM L., BONVALOT Y. Aspect global de la démarche d'évaluation du risque. *Santé Publique*, 1992, 5, 4-8.
- ADEME. Etude préalable au traitement des terres souillées et au curage du talus instable. CSD AZUR, rapport à l'ADEME Midi-Pyrénées, 30/03/1999.
- ASTA J., HOURS M., KECK G., PERRODIN Y., ROBERT E., TAUVERON A. Surveillance sanitaire et environnementale des installations de traitement des déchets : un guide méthodologique complémentaire à l'étude d'impact. Plaquette conçue et réalisée par le Réseau Santé-Déchets pour l'association RE.CO.R.D. et l'A.D.E.M.E., Novembre 1993.
- ASTA J., Les lichens bioindicateurs de pollution atmosphérique : exemples de cas étudiés en milieux perturbés dans les Alpes. L'écotoxicologie du comportement aérien. Communications du congrès international de Rouen. Rouen 13-15 septembre 1995. SEFA ; Metz, 1995, 191-196.
- BACHE C.A., ELFVING D.C., LISK D.J., Cadmium and lead concentration in foliage near a municipal refuse incinerator. *Chemosphere*, 1992, 24, (4), 475-481.
- BALBUS-KORNFELD J.M., FRUMKIN H. Investigation of a reported cluster of bladder cancer cases in the Pottstown/Phoenixville area of Pennsylvania. *Arch. environ. Health*, 1992, 47, (4), 285-291 (11 références) LO : 246
- BALDUCCI F., GRANDAMAS O., ZMIROU D. POLAIR : Logiciel et guide méthodologique pour l'investigation épidémiologique d'une pollution atmosphérique ponctuelle. *Rev. Epidémiol. Santé Publ.*, 1995, 43, 594-603 (22 références).
- BARD D. Extrapoler des hautes doses aux faibles doses. In : Bard D, Cicolella A, Jouan M, Potelon JL, Zmirou D, eds. Science et Décision en Santé environnementale. Santé & Société n° 6. 1997, Société Française de Santé Publique, Vandœuvre-lès-Nancy (France).
- 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).
- BARD D., SICLET F. Amibes libres et santé publique. 1995, Editions ENSP, Rennes (France).
- BERRY M., BOVE F. Birth weight reduction associated with residence near a hazardous waste landfill. *Environ. Health Perspect.*, 1997, 105, 856-861 (34 références) LO : 1542 ISD 99-26-IMP-COM
- BEYER W.N., CONNOR E.E., GEROULD S. Estimates of soil ingestion by wildlife. *J. Wildl. Manage.*, 1994, 58, (2), 375-382 (51 références) LO : 778 RUB : 96-13-IMP-COM
- BIGGERI A., BARBONE F., LAGAZIO C., BOVENZI M., STANTA G. Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy: spatial analysis of risk as a function of distance from sources. *Environ. Health Perspect.*, 1996, 104, 750-754 (15 références) LO : 1280 RUB : 98-21-PROC-COM
- BONNARD R. Facteurs de variation en évaluation des risques pour la santé liés aux sites et sols pollués. *Déchets Sci. Tech.*, 1997, 8, 23-30 (9 références) LO : 1595

- 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, 6, 1215-1222 (40 références).
- BOUYER J., HEMON D., CORDIER S., DERRIENNIC F., STUCKER I., STENGEL B., CLAVEL J. Epidémiologie. Principes et méthodes quantitatives. 1993, Les éditions INSERM, Paris.
- BROWN P. Race, class, and environmental health: a review and systematization of the literature. *Environ. Res.*, 1995, 69, (1), 15-30 (53 références) LO : 1084 RUB : 98-21-IMP-COM, 99-26-ANAL-COM
- BURGEI E., LEDRANS M., QUENEL P. Volet sanitaire des études d'impact. Bilan de l'enquête auprès des DDASS. Institut de Veille Sanitaire, Janvier 2000, <http://www.rnsp-sante.fr/>
- BURKART R. Consensus oriented public relations as a solution to the landfill conflict. *Waste Manage. Res.*, 1994, 12, 223-232 (10 références) LO : 658 RUB : 95-08-IMP-COM
- CABRERA C., LORENZO M.L., LOPEZ M.C. Lead and cadmium contamination in dairy products and its repercussion on total dietary intake. *J. Agric. Food Chem.*, 1995, 43, (6), 1605-1609 (27 références) LO : 1295.
- CADAS. (Comité des Applications de l'Académie des Sciences). Évaluer les effets des transports sur l'environnement. Le cas des nuisances sonores. 1999, Lavoisier, Paris.
- CARPI A., WEINSTEIN L.H., DITZ D.W., Bioaccumulation of mercury by sphagnum moss near a municipal solid waste incinerator. *Air Waste*, 1994, 44, (5), 669-672.
- CHOU C. H. S., FAY M., HOLLER J., DE ROSA C. T. Minimal risk levels for hazardous substances. ATSDR, Public Health Service, Atlanta, USA, 1994, 19 pages
- CICOLELLA A. Evaluer l'exposition, un élément clef du processus d'évaluation des risques. In : BARD D, CICOLELLA A, JOUAN M, POTELON JL, ZMIROU D, eds. Science et Décision en Santé environnementale. Santé & Société n° 6. 1997, Société Française de Santé Publique, Vandœuvre-lès-Nancy (France).
- CIRC. (Centre International de Recherche sur le Cancer). Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Chemicals and industrial processes associated with cancer in humans; Vol Suppl A. 1982, CIRC, Lyon (France).
- CRABTREE K.D., GERBA C.P., ROSE J.B., HAAS C.N. Risk assesement of waterborne Rotavirus and Cockschievirus. *WATC.*, 1995, 789-811.
- CREDOC (Centre de Recherche pour l'Etude et l'Observation des Conditions de vie). Enquête ASPCC 1994 (association sucre produits sucrés, communication, consommation), traitement OCA (Observatoire des consommations alimentaires). 1998, CREDOC, Paris.
- CROEN L.A., SHAW G.M., SANBONMATSU L., SELVIN S., BUFFLER P.A. Maternal residential proximity to hazardous waste sites and risk for selected congenital malformations. *Epidemiology*, 1997, 8, 347-354 (39 références) LO : 1530 ISD 99-26-IMP-COM
- CSHPF. (Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France). Polychlorodibenzodioxines (PCDD) et polychlorodibenzofurannes. 1998, Direction Générale de la Santé, Paris.
- DAYAL H., GUPTA S., TRIEFF N., MAIERSON D., REICH D. Symptom clusters in a community with chronic exposure to chemicals in two Superfund sites. *Arch. environ. Contam. Toxicol.*, 1995, 50, (2), 108-111 (9 références) LO : 1091 RUB : 97-18-IMP-

COM, 99-26-IMP-CIT

- DEML E., MANGELSDORF I., GREIM H. Chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans (PCDD/F) in blood and human milk of non occupationally exposed persons living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Chemosphere*, 1996, 33, (10), 1941-1950 (9 références) LO : 1346 RUB : 98-22-PROD-COM
- DOLK H., VRIJHEID M., ARMSTRONG B., ABRAMSKY L., BIANCHI F., GARNE E., NELEN V., ROBERT E., SCOTT J.E.S., 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) LO : 1669 ISD 99-25-EDITO et ISD 99-26-IMP-COM
- DUNN J.R., TAYLOR S.M., ELLIOTT S.J., WALTER S.D.. Psychosocial effects of PCB contamination and remediation: the case of Smithville Ontario. *Soc. Sci. Med.*, 1994, 39, (8), 1093-1104 (27 références) LO : 844 RUB : 95-11-IMP-COM
- DUNNE M.P., BURNETT P., LAWTON J., RAPHAEL B. The health effects of chemical waste in an urban community. *Med. J. Aust.*, 1990, 152, 592-597 (27 références) LO : 993 RUB : 96-15-IMP-COM
- ECA. (European Collaborative Action). Evaluation of VOC emissions from bulding products. Rapport n° 18. 1997, Office for official publications of the european communities, Luxembourg.
- ELLIOT P., HILLS M., BERESFORD J., KLEINSCHMIDT I. Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvants and oils in Great Britain. *Lancet*, 1992, 339, 854-858. LO : 038 RUB : 93-00-IMP-COM
- ELLIOTT P., SHADDICK G., KLEINSCHMIDT I., JOLLEY D. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *Br. J. Cancer*, 1996, 73, 702-710 (45 références) LO : 1158 RUB : 97-17-IMP-COM
- ELLIOTT S.J., TAYLOR S.M., WALTER S., STIEB D., FRANK J., EYLES J. Modelling psychosocial effects of exposure to solid waste facilities. *Soc. Sci. Med.*, 1993, 37, (6), 791-804 (24 références) LO : 441 RUB : 94-07-IMP-COM
- EMPEREUR-BISSONNET P. Évaluation des risques pour la santé humaine : méthodologie. In : Ethers de glycol. Quels risques pour la santé. 1999, Les éditions de l'INSERM, Paris.
- EMPEREUR-BISSONNET P. Usine à gaz de Gennevilliers : évaluation des risques sanitaires après réhabilitation du site. Rapport final d'étude EDF-GDF, 1996, 67 pages (80 références).
- EMPEREUR-BISSONNET P. Utilisation des données toxicologiques en évaluation des risques sanitaires. Projet pour le groupe de travail « sites et sols pollués : santé publique », sous-groupe toxicologie, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, août 1997, 40 pages.
- EPA de Californie. Integrated Multimedia Exposure Modeling with Sensitivity and Uncertainty Analysis California Department of Toxic Substances Control, november 1997. Getting CalTOX information : <http://www.cwo.com/~herd1/downset.htm#I.A>
- EXTRAPOL n°XII. Les effets sanitaires des pics de pollution hivernaux. *Pollution Atmosphérique*, 1997, 156, 1-111.
- EYLES J., TAYLOR S.M., JOHNSON N., BAXTER J. Worrying about waste: living close to solid waste disposal facilities in Southern Ontario. *Soc. Sci. Med.*, 1993, 37, (6), 805-812 (24 références) LO : 442 RUB : 94-07-IMP-COM

- FAGLIANO J.A., SAVRIN J., UDASIN I., GOCHFELD M. Community exposure and medical screening near chromium waste sites in New-Jersey. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1997, 26, S13-S22. LO : 1534
- FOULKES E., MCLELLEN T. Psychologic sequelae of chronic toxic waste exposure. *South. Med. J.*, 1992, 85, (2), 122-126 (17 références) LO : 032 RUB : 93-00-IMP-COM
- FREEMAN N.C.G., STERN A.H., LIOY P.J. Exposure to chromium dust from homes in a chromium surveillance project. *Arch. environ. Health*, 1997, 52, 213-219 (18 références) LO : 1514 RUB : 98-24-PROD-COM
- FREUDENBURG W.R., RURSCH J.A. The risks of "putting the numbers in context" : a cautionary tale. *Risk Anal.*, 1994, 14, (6), 949-958 (26 références) LO : 894 RUB : 96-14-PROC-COM
- GEORGOPOULOS P.G., LIOY P.J. Exposure measurement needs for hazardous waste sites: two case studies. *Toxicol. ind. Health*, 1996, 12, 651-665 (16 références) LO : 1478 RUB : 98-22-IMP-COM
- GERBA C., ROSE J.B., HAAS C.N., CRABTREE K.D. Waterborne rotavirus : a risk assessment. *Water Res.*, 1996, 30, (12), 2929-2940.
- GERBA C.P., HAAS C.N. Assesment of risks associated with enteric viruses in contaminated drinking water. *ASTM.STP.*, 1988, 976 , 489-494.
- GERBA C.P., ROSE J.B. Viruses in source and drinking water. G.A. Mefetes (ed), *Drinking water microbiology*, 1990.
- GESCHWIND S.A., STOLWIJK J.A.J., 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) LO : 041 RUB : 93-01-IMP-COM
- GOFTI L. Le risque infectieux lié à la qualité microbiologique de l'eau potable en France : présentation de la démarche d'évaluation du risque. Rapport de stage du DEA Méthodes de recherche sur l'environnement et la santé. 1997, Université Joseph Fourier, Grenoble (France).
- GOLDBERG M.S., 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*, 1995, 50, 416-424 (36 références) LO : 1073 RUB : 97-17-IMP-COM, 99-26-IMP-COM.
- GOLDBERG M.S., 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 Montréal, Quebec. *Environ. Res.*, 1995, 69, 37-50 (56 références) LO : 1076 RUB : 97-17-IMP-COM
- GOLDBERG M.S., SIEMIATYCK 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, 291-296 (17 références) LO : 1936.
- GOMBERT S., ASTA J., Etude du suivi de la pollution chlorée émise par une usine d'incinération d'ordures ménagères par l'utilisation de bioindicateurs végétaux : lichens et sphaignes. *Ecologie*, 1997, 28, (4), 365-372.
- GOMBERT S., ASTA J., The effect of refuse incinerator fumes on the lead and cadmium content of experimentally exposed corticolous lichens. *Water Air Soil Pollut.*, 1998, 104, 29-40.

- GRAY E.J., PEAT J.K., MELLIS C.M., HARRINGTON J., WOOLCOCK A.J. 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) LO : 679 RUB : 96-14-IMP-CIT
- HAAS C.N. Estimation of risk due to low doses of microorganisms: a comparison of alternative methodologies. *Am. J. Epidemiol.*, 1983, 118, (4), 573-582 (19 références).
- HAAS C.N. Quantifying microbiological risks. In : Safety of water disinfection: balancing chemical and microbiological risks. CRAUN G.F. (ed). 1993, ILSI Press, Washington DC.
- HAAS C.N., ROSE J.B., GERBA C., REGLI S. Risk assessment of virus in drinking water. *Risk Anal.*, 1993, 13, (5), 545-552.
- HALL H.I., KAYE W.E., GENSBURG L.S., MARSHALL E.G. Residential proximity to hazardous waste sites and risk of end-stage renal disease. *J. environ. Health*, 1996, 59, (2), 17-22 (32 références) LO : 1337 RUB : 98-22-PROC-COM, 99-26-IMP-CIT
- HAMAR G.B., MCGEEHIN M.A., PHIFER B.L., ASHLEY D.L. Volatile organic compound testing of a population living near a hazardous waste site. *J. Expo. Anal. environ. Epidemiol.*, 1996, 6, (2), 247-255 (13 références) LO : 1453.
- HARRISON N., DE M GEM M.G., STARTIN J.R., WRIGHT C., KELLY M., ROSE M., PCDDS and PCDFS in milk from farms in Derbyshire, UK. *Chemosphere*, 1996, 32, (3), 453-460.
- HEMON D., BOUYER J., CORDIER S., DERRIENNIC F., STUCKER I., STENGEL B., CLAVEL J. Epidémiologie et risques liés à l'activité professionnelles. 1989, INSERM U 170, Villejuif (France).
- HESP. (Human exposure to soil pollutants). The concepts of HESP : Human exposure to soil pollutants. Reference manual version 2.10b, 1995, 65 pages.
- HOPE B.K. Assessment of risk to terrestrial receptors using uncertain analysis. A case study. *Hum. ecol. Risk Assess.*, 1999, 5, 1, 145-170 (40 références) LO : 1868
- HOURS M. Sur l'interprétation des résultats des études épidémiologique. Editorial, bulletin Info Santé-Déchets n° 11, octobre 1995. Lyon, Réseau Santé-Déchets, 1995.
- INRS. Produits chimiques cancérigènes, mutagènes, toxiques pour la reproduction. Classification réglementaire. ND 2063-169-97. Cahiers de notes documentaires - Hygiène et sécurité du travail, 1997, n°169, 547-573
- InVS. (Institut de Veille Sanitaire). Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique urbaine. Guide méthodologique. Juillet 1999. <http://www.rnsp-sante.fr/>
- InVS. (Institut de Veille Sanitaire). Guide pour l'analyse du volet sanitaire des études d'impact. Institut de Veille Sanitaire, Janvier 2000, <http://www.rnsp-sante.fr/>
- JENICEK M., CLEROUX R. Epidémiologie. Principes, techniques, applications. 1987, Maloine, Paris.
- JIMENEZ B., HERNANDEZ L.M., ELJARRAT E., RIVERA J., GONZALEZ M.J. Levels of PCDDs, PCDFs and non-ortho PCBs in serum samples of non-exposed individuals living in Madrid (Spain). *Chemosphere*, 1996, 33, 2403-2410 (15 références) LO : 1436 RUB : 98-22-PROD-COM
- KAYE W.E., HALL H.I., LYBARGER J.A. Recall bias in disease status associated with perceived exposure to hazardous substances. *Ann. Epidemiol.*, 1994, 4, (5), 393-397 (20 références) LO : 863 RUB : 95-11-IMP-COM

- KELLER T., MATYSSEK R., GUNTARDT-GOERG M.S. Beech foliage as a bioindicator of pollution near a waste incinerator. *Environ. Pollut.*, 1994, 85, 185-189 (13 références) LO : 590 RUB : 95-09-PROC-COM.
- 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) LO : 1715 RUB : 99-27-IMP-COM
- KILBURN K.H. Neurotoxicity from airborne chemicals around a Superfund site. *Environ. Res. A*, 1999, 81, 92-99 (29 références)
- KILBURN K.H., WARSHAW R.H. Neurotoxic effects from residential exposure to chemicals from an oil reprocessing facility and superfund site. *Neurotoxicol. Teratol.*, 1995, 17, (2), 89-102 (48 références) LO : 860 RUB : 98-21-IMP-COM
- KLEMANS W., VLEMINCKX C., SCHRIEWER L., JORIS I. Cytogenetic biomonitoring of a population of children allegedly exposed to environmental pollutants. Phase 2: results of three-year longitudinal study. *Mutat. Res.*, 1995, 342, 147-156 (26 références) LO : 1033 RUB : 98-22-IMP-COM, 99-26-IMP-COM
- KOSATSKY T., BOIVIN M.C. Blood lead levels in children living near abandoned metal recovery plants. *Rev. can. Sante publ.*, 1994, 85, (3), 158-162 (17 références) LO : 825 RUB : 97-16-IMP-COM
- KREWSKY D., BIRKWOOD P.L. Risk assessment and risk management. *Risk Abstracts*, 1987, 4, 53-61.
- KUNO R., FERNICOLA N.A.G.G., ROQUETTI-HUMAYTA M.H., MACHADOS DE CAMPOS A.E., OLIVEIRA FILHA M.T. Lead concentration in blood samples of humans and animals near an industrial waste dump in Sao-Paulo, Brazil. *Vet. hum. Toxicol.*, 1999, 41, (4), 249-251 (17 références) LO : 1939
- 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
- LAURENT C., LAKHANISKY T., JADOT P., JORIS I., OTTOGALI M., PLANARD C., BAZZONI D., FOIDART J.M., ROS Y. Increased sister chromatid exchange frequencies observed in a cohort of inhabitants of a village located at the boundary of an industrial dumping ground: phase 1. *Cancer Epidemiol. Biomarkers Prev.*, 1993, 2, 355-362 (32 références) LO : 374 RUB : 94-05-IMP-COM
- LEE J.T., SHY C.M. Respiratory function as measured by peak expiratory flow rate and PM₁₀ : six community study. *J. Expo. Anal. environ. Epidemiol.*, 1999, 9, 293-299 (19 références) LO : 1943
- LIEM A.K.D., HOOGERBRUGGE R., KOOTSTRA P.R., VAN DER VELDE E.G., DE JONG A.P.J.M., Occurrence of dioxins in cow's milk in the vicinity of municipal waste incinerators and a metal reclamation plant in the Netherlands. *Chemosphere*, 1991, 23, (11-12), 1675-1684.
- LIOY P.J. Measurement methods for human exposure analysis. *Environ. Health Perspect. Suppl.*, 1995, 103, (3), 35-43 (43 références) LO : 910 RUB : 97-17-IMP-CIT.
- LIOY P.J., FREEMAN N.C.G., WAINMAN T., STERN A.H., BOESCH R., HOWELL T., SHUPACK S.I. Microenvironmental analysis of residential exposure to chromium-laden wastes in and around New Jersey homes. *Risk Anal.*, 1992, 12 (2), 287-289 (23 références) LO : 206 RUB : 93-02-PROD-COM.
- LIPSCOMB J.A., GOLDMAN L.R., SATIN K.P., SMITH D.F., VANCE W.A., NEUTRA

- R.R.. A follow-up study of the community near the McColl waste disposal site. *Environ. Health Perspect.*, 1991, 94, 15-24 (26 références) LO : 061 RUB : 93-02-IMP-COM
- LIPSCOMB J.A., SATIN K.P., NEUTRA R.R.. Reported symptom prevalence rates from comparison populations in community-based environmental studies. *Arch. environ. Health*, 1992, 47, (4), 263-269 (20 références) LO : 037
- LIPSCOMB J.A.. A Study of current residents' knowledge of a former environmental health survey of their community. *Arch. environ. Health*, 1992, 47, 270-273 (14 références) LO : 040 RUB : 93-00-IMP-CIT
- LOBER D.J. Beyond self-interest: a model of public attitudes towards waste facility siting. *J. environ. Plan. Manage.*, 1993, 36, (3), 345-363 (68 références) LO : 578 RUB : 95-08-IMP-COM
- LOBER D.J., GREEN D.P. N.I.M.B.Y. or N.I.A.B.Y. : a logit model of opposition to solid-waste-disposal facility siting. *J. environ. Manage.*, 1994, 40, 33-50 (75 références) LO : 579 RUB : 95-08-IMP-COM
- MARGAI F.L. Evaluating the potential for environmental quality improvement in a community distressed by manmade hazards. *J. environ. Manage.*, 1995, 44, (2), 181-190 (17 références) LO : 1041 RUB : 98-21-IMP-COM
- MAROT F. Éléments d'analyse des risques sanitaires liés aux sites pollués : les sources d'incertitude et de variabilité. Rapport provisoire à l'ADEME, Juin 1999.
- MARSHALL E.G., GEARY N.S., CAYO M.R., LAURIDSEN P.A. Residential exposure summary methodology for a reproductive health study of multiple hazardous waste sites. *J. Expo. Anal. environ. Epidemiol.*, 1993, 3, (1), 87-98 (8 références) LO : 284 RUB : 94-04-IMP-COM
- MARTH E., SIXL W., BENCKO V., MEDWED M., LAPAJNE S., VONCINA E., BRUMEN S. People on the garbage dumps of Cairo: a toxicological in vivo model ? *Cent. Eur. J. public Health*, 1995, 3, 154-157 (14 références) LO : 1271 RUB : 98-22-PROC-COM
- MASLIA M.L., ARAL M.M., WILLIAMS R.C., SUSTEN A.S., HEITGERD J.L. Exposure assessment of populations using environmental modeling, demographic analysis, and GIS. *Water Resour. Bull.*, 1994, 30, (6), 1025-1041 (18 références) LO : 798 RUB : 96-14-IMP-COM
- MATE. (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement). Méthode de calcul des Valeurs de Constat d'Impact dans les sols. Document général du groupe de travail « sites et sols pollués : santé publique », 08/12/1998, 63 pages.
- MATE. (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement). Guide EDR. Évaluation détaillée des risques pour la santé. Projet de guide EDR, version avril 1999, 41 pages. Règles de bonnes pratiques pour la modélisation de l'exposition. 31 pages.
- MATE. (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement). Gestion des sites (potentiellement) pollués. L'évaluation simplifiée des risques. Version 1. Orléans, BRGM Editions, Juin 1997.
- MC DANIELS A.E., REYES A.L., WYMER L.J., RANKIN C.C., STELMA G.N. Genotoxic activity in soils from a hazardous waste site by the Ames test and an SOS colorimetric test. *Environ. mol. Mutagen.*, 1993, 22, 115-122 (19 références) LO 386
- MEIJERS J.M.M., SWAEN G.M.H., SCHREIBER G.H., STURMANS F. Occupational epidemiological studies in risk assessment and their relation to animal experimental

- data. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1992, 16, (3), 215-222 (12 références) LO : 095
- NAIR R.S., DUDEK B.R., GROTHE D.R., JOHANNSEN F.R., LAMB I.C., MARTENS M.A., SHERMAN J.H., STEVENS M.W. Mixture risk assessment: a case study of Monsanto experiences. *Food chem. Toxicol.*, 1996, 34, 1139-1145 (13 références) LO : 1520
- NAJEM G.R., STRUNCK T., FEUERMAN M. Health effects of a superfund hazardous chemical waste disposal site. *Am. J. prev. Med.*, 1994, 10, (3), 151-155 (29 références) LO : 737 RUB : 96-14-IMP-COM
- NEUTRA R.R., LIPSCOMB J., SATIN K., SHUSTERMAN D. Hypotheses to explain the higher symptom rates observed around hazardous waste site. *Environ. Health Perspect.*, 1991, 94, 31-38 (21 références) LO : 060 RUB : 95-10-IMP-COM
- NORDBERG G.F., JIN T., KONG Q., YE T., CAI S., WANG Z., ZHUANG F., WU Z. Biological monitoring of cadmium exposure and renal effects in a population group residing in a polluted area in China. *Sci. total Environ.*, 1997, 199, 111-114 (11 références) LO : 1525
- 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.
- OMS. (Organisation Mondiale de la Santé). Directives de qualité pour l'eau de boisson. Vol.1 Recommandations. 2^{ème} édition. 1994, O.M.S., Genève.
- OSIUS N., KARMAUS W. Schilddrüsenhormonspiegel bei Kindern in der Umgebung einer Sonderabfallverbrennungsanlage (SVA) in Südhessen. (Thyroid hormones in children from an area with a toxic waste incinerator and two control groups in South-Hessen). *Gesundheitswesen*, 1998, 60, 107-112 (16 références) LO : 1737 RUB : 99-28-IMP-COM
- OSTRY A.S., HERTZMAN C., TESCHKE K. Community risk perception and waste management : a comparison of three communities. *Arch. environ. Health*, 1995, 50, (2), 95-102 (9 références) LO : 958 RUB : 96-15-IMP-COM
- PAUSTENBACH D.J., RINEHART WE, SHEENAN PJ. The health hazards posed by chromium-contaminated soils in residential and industrial areas: conclusions of an expert panel. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1991, 13 (2), 195-222 (200 références) LO : 186 RUB : 93-04-PROD-COM
- RBCA. Emergency standard guide for risk-based corrective action applied at petroleum release site. 1994, 42 pages.
- REAMS M.A., TEMPLET P.H. Political and environmental equity issues related to municipal waste incineration siting. *J. Hazard. Mater.*, 1996, 47, 313-323 (50 références) LO : 1489 RUB : 98-22-IMP-COM
- REIF J.S., TSONGAS T.A., ANGER W.K., MITCHELL J., METZGER L., KEEFE T.J., TESSARI J.D., AMLER R. Two-stage evaluation of exposure to mercury and biomarkers of neurotoxicity at a hazardous waste site. *J. Toxicol. environ. Health.*, 1993, 40, 413-422 (37 références) LO : 438 RUB : 94-6-PROD-COM
- RIVIERE J.L. Évaluation du risque écologique des sols pollués. Association RE.CO.R.D. 1998, Lavoisier, Paris.
- ROSE J.B., GERBA C.P. Use of risk assessment for development of microbial standards. *Water Sci. Technol.*, 1991, 24, 29-34.

- ROSE J.B., HAAS C.N., GERBA C.P. Waterborne pathogens assessing health risks. *Health environ. Digest.*, 1993, 7, (3), 1-3.
- ROSE J.B., HAAS C.N., REGLI S. Risk assessment and control of waterborne giardiasis. *Am. J. public Health*, 1991, 81, (6), 709-713.
- RUMBOLD D.G., BRUNER M.C., MIHALIK M.B., MARTI E.A.. Biomonitoring environmental contaminants near a municipal solid-waste combustor. *Environ. Pollut.*, 1997, 96, (1), 99-105 (33 références) LO : 1620 RUB : 99-28-IMP-COM
- RUMEAU-ROUQUETTE C., BREART G., PADIEU R. Méthodes en épidémiologie. 1985, Flammarion, Paris.
- SCHUHMACHER M., DOMINGO J.L., LLOBET J.M., KIVIRANTA H., VARTIAINEN T. PCDD/F concentrations in milk of nonoccupationally exposed women living in Southern Catalonia, Spain. *Chemosphere*, 1999, 38, 5, 995-1004 (31 références) LO : 1883 RUB : 99-28-IMP-COM
- SCHUHMACHER M., DOMINGO J.L., LLOBET J.M., LINDSTROM G., WINGFORS H. Dioxin and dibenzofuran concentrations in blood of a general population from Tarragona, Spain. *Chemosphere*, 1999, 38, 5, 1123-1133 (30 références) LO : 1849 RUB : 99-28-IMP-COM
- SFSP. (Société Française de Santé Publique). L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque. 1999, Collection Santé et Société n° 7, Nancy.
- SFSP. (Société Française de Santé Publique). Sciences et décision en santé environnementale. Les enjeux de l'évaluation et de la gestion des risques. 1997, Collection Santé et Société n° 6, Nancy.
- SHANE B.S., LISK D.J. Human health risk associated with exposure to discharges from two municipal waste incinerators. *Am. Chem. Soc. Abstr. Papers*, 1992, 204, (1-2), ENVR 314 LO : 231
- SHUSTERMAN D., LIPSCOMB J., NEUTRA R.R., SATIN K. Symptom prevalence and odor-worry interaction near hazardous waste sites. *Environ. Health Perspect.*, 1991, 94, 25-30 (20 références) LO : 059 RUB : 93-02-IMP-COM
- SHY C.M., DEGNAN D., FOX D.L. 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 LO : 1002
- SOSNIAK W.A., KAYE W.E., GOMEZ T.M. 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) LO : 689 RUB : 95-09-IMP-COM
- STALLONES L., NUCKOLS J.R., BERRY J.K. Surveillance around hazardous waste sites: geographic information systems and reproductive outcomes. *Environ. Res.*, 1992, 59, 81-92 (42 références) LO : 067 RUB : 93-01-IMP-CIT
- SUTER G.W., LOAR J.M. Weighing the ecological risk of hazardous waste sites - The Oak Ridge case. *Environ. Sci. Technol.*, 1992, 26, 432-438 (20 références) LO : 292
- US-EPA. (United States Environmental Protection Agency). Health effects assessment summary tables. US-EPA, Washington DC, USA, 1994, 316 pages + annexes
- US-EPA. (United States Environmental Protection Agency). Risk assessment guidance for Superfund. Volume I : Human health evaluation manual (Part A). US-EPA, Washington

- DC, USA, 1989a, 248 pages + annexes
- 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
- 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
- VAN LEEUWEN F.X.R., WHO revises the tolerable daily intake (TDI) for dioxins. In: Johansson N, Bergman Å, Broman D, eds. 18th Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants. Stockholm (Sweden): Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm (Sweden), 1998, 38, 295-298
- VEERKAMP W., TEN BERGE W.F. The concepts of H.E.S.P. : Human exposure to soil pollutants. Reference manual version 2.10a. Shelle International Petroleum maatschappi B.V. editor. The Hague : 1994.
- VESSERON P. Méthode d'évaluation des effets sur la santé dans l'étude d'impact installations classées. Projet de méthode, MATE, Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques, Service de l'environnement industriel, avril 1999.
- VIEL J.F. Éléments et principes de l'épidémiologie spatiale. 1998, Faculté de médecine-pharmacie, Besançon (France).
- WEDEEN R.P., HAQUE S., UDASIN I., D'HAESE P.C., ELSEVIERS M., DE BROE M.E. Absence of tubular proteinuria following environmental exposure to chromium. *Arch. environ. Health*, 1996, 51, (4), 321-323 (21 références) LO : 1392 RUB : 98-22-PROD-COM
- WHELAN G., BUCK J.W., STRENGE D.L., DROPPO J.G., HOOPES B.L. Overview of the Multimedia Environmental Pollutant Assessment System (MEPAS). *Hazard. Waste hazard. Mater.*, 1992, 9, (2), 191-208 (76 références) LO : 063 RUB : 93-01-IMP-COM
- WHITEMAN D.C., DUNNE M.P., BURNETT P.C. Psychosocial and social correlates of attrition in a longitudinal study of hazardous waste exposure. *Arch. environ. Health*, 1995, 50, (4), 281-286 (19 références) LO : 989 RUB : 96-15-IMP-COM
- WHO. (World Health Organization). Air quality guidelines for Europe. WHO, Regional Publications, European Series n° 23 (ISBN 92-890-1114-9), Copenhagen, Denmark, 1987, 426 pages
- 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) LO 1736 RUB : 99-26-IMP-CIT
- ZMIROU D., DELORAINE A., SAVIUC P., TILLIER C., BOUCHARLAT A., MAURY N. Short term health effects of an industrial toxic waste landfill. *Arch. environ. Health*, 1994, 49, 228-238.
- ZMIROU D., PARENT B., POTELON J.L. Étude épidémiologique des effets sur la santé des rejets atmosphériques d'une usine d'incinération de déchets industriels et ménagers. *Rev. Epidemiol. Sante publ.*, 1984, 391-397.
- ZMIROU D (avec Denis Bard, William Dab, Frédéric Dor, Marcel Goldberg, Philippe Hubert, Jean-Luc Potelon, et Philippe Quénel). Pollution, air, eau, aliments, bruit,

nucléaire.... Quels risques pour notre santé ?. 2000, La Découverte et Syros, Paris.

XII – BIBLIOGRAPHIE COMPLEMENTAIRE

- BURMASTER D.E., ANDERSON P.D. Principles of good practice for the use of Monte Carlo techniques in human health and ecological risk assessments. *Risk Anal.*, 1994, 14, (4), 477-481 (18 références) LO : 895 ISD 97-17-IMP-COM
- DAB W., SOUQUES M., LAMBROZO J. L'évaluation du risque cancérigène lié aux champs électriques et magnétiques (50 Hz). *Santé Publique*, 1992, 5, 38-49 (66 références)
- DAMSTRA T., KUROKAWA Y. The fourth United States-Japan meeting on the toxicological characterization of environmental chemicals. *Environ. Health Perspect.*, 1993, 101, (7), 644-649 (39 références) LO : 517
- DATSKOU I., NORTH K. Risks due to groundwater contamination at a plutonium processing facility. *Water Air Soil Pollut.*, 1996, 90, 133-141 (5 références) LO : 1481
- DE ROSA C.T. 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 LO : 1094
- DE SESSO J.M. Guidance for performing ecological risk assessments at hazardous waste sites. In : Environmental toxicology and risk assessment. Vol. 3. Symposium. Hughes JS, Biddinger GR, Mones E (Eds), ATSM special technical publication 1218, Atlanta, April 26-29 1993, 1995, 3, 44-60 (20 références) LO : 1081
- DELTEIL G. Étude du risque pour la santé des sites pollués : principes et utilisation des grandes méthodologies en vigueur. Institut supérieur d'ingénierie et de gestion de l'environnement. École des mines de Paris. 1995, 104 pages.
- DONNELLY K.C., SAFE S.H., RANDERATH K., RANDERATH E. Bioassay-based risk assessment of complex mixtures. *J. hazard. Mater.*, 1995, 41, 341-350 (19 références) LO : 1036
- DOR F., EMPEREUR-BISSONNET P., ZMIROU D., DAB W. Estimation of occupational polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) exposure of employees at a contaminated site : comparaison with the predictions of three exposure models. Contaminated soils 98, Thoams Telford, London, 1998, 1005-1006.
- DUONG V.L. Evaluation du risque potentiel sur l'environnement lors de la réhabilitation d'un site pollué. INSA de Lyon et Colet des mines de Saint Etienne, 1999, thèse de doctorat, 310 pages.
- ELLIS B, REES J.F. J. Contaminated land remediation in the UK with reference to risk assessment: two case studies. *Inst. Water environ. Manage.*, 1995, 9, (1), 27-36 (5 références) LO : 1069
- FERARD J.F., FERRARI B. Quel test de toxicité chronique sur invertébrés faut-il choisir pour l'évaluation de la dangerosité des déchets ? *Déchets Sci. Tech.*, 1997, 8, 44-47 (21 références) LO : 1594
- FINLEY B., PROCTOR D., SCOTT P., HARRINGTON N., PAUSTENBACH D.J., PRICE P. Recommended distributions for exposure factors frequently used in health risk assessment. *Risk Anal.*, 1994, 14, (4), 533-553.
- FORT D.J., STOVER E.L., NORTON D. Ecological hazard assessment of aqueous soil extracts using FETAX. *J. appl. Toxicol.*, 1995, 15, (3), 183-191 (14 références) LO :

- GOURDON R., PERRODIN Y., FERY F., CAMBIER P, BARRIUSO E., MONEDIAIRE G. Investigation sur les différentes approches de la définition et de la qualification des sites et sols pollués. Rapport d'étude à RECORD n° 93-503
- INSEE (Institut national de la statistique et des études économiques). Population de la France : Recensement général de la population. 1990, INSEE, Paris.
- InVS. (Institut de Veille Sanitaire). Evaluation de l'impact sanitaire de la pollution atmosphérique. Une démarche d'analyse de risque à l'échelle locale pour les plans régionaux de la qualité de l'air. Institut de Veille Sanitaire, septembre 1998.
- InVS. (Institut de Veille Sanitaire). Pics de pollution atmosphérique et santé publique. La place de l'épidémiologie. Institut de Veille Sanitaire, août 1999.
- KECK G. Comment évaluer les risques pour la santé. *Déchets Sci. Tech.*, 1999, 16, 14-16.
- KER A. État de l'art sur les transferts de micropolluants métalliques et organiques du sol vers les animaux d'élevage. Rapport de stage « modélisation et expérimentation ». 1998, ESA, Angers (France).
- LONGSTRETH J.D., HUSHON J.M. Risk assessment for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD). In: Tucker RE, Young AL, Gray AP, eds. Human and environmental risks of chlorinated dioxins and related compounds. New York : Plenum Press, 1983, 639-666.
- LUBIN J.H. Invited commentary: lung cancer and exposure to residential radon. *Am. J. Epidemiol.*, 1994, 140, (4), 323-332 (36 références)
- MEHU J. Evaluation de la dangerosité des déchets industriels. « Analyse des critères utilisés dans la directive 91/689/CEE ». Rapport d'étude à RECORD n° 97-0106/2A. Octobre 1998.
- MORABIA A. Épidémiologie causale. 1996, Éditions médecine et hygiène, Genève.
- MUMTAZ M.M. Risk assessment of chemical mixtures from a public health perspective. *Toxicol. Lett.*, 1995, 82-83, 527-532 (22 références) LO : 1328
- NABHOLZ J.V. Environmental hazard and risk assessment under the United States Toxic Substances Control Act. *Sci. total Environ.*, 1991, 109, 110, 649-665 (3 références) LO : 024
- PASCOE G., PLEUS R., CARDON N. Evaluation des risques toxicologiques et environnementaux : application au traitement des déchets. ETI (Environmental Toxicology International). Rapport à l'association RECORD, 23 mars 1993.
- PASCOE G.A., BLANCHET R.J., LINDER G., PALAWSKI D., BRUMBAUGH W.G., CANFIELD T.J., KEMBLE N.E., INGERSOLL C.G., FARAG A., DAL SOGLIO J.A. Characterization of ecological risks at the Milltown Reservoir-Clark Fork River sediments Superfund site, Montana. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1994, 13, (12), 2043-2058 (58 références) LO : 995
- PASCOE G.A., DAL SOGLIO J.A. Planning and implementation of a comprehensive ecological risk assessment at the Milltown Reservoir-Clark Fork River Superfund site, Montana. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1994, 13, (12), 1943-1956 (71 références) LO : 767 RUB : 96-13-PROD-COM
- PAUSTENBACH D.J. Important recent advances in the practice of health risk assessment: implications for the 1990s. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1989, 10, (3), 204-243.
- PAUSTENBACH D.J., SARLOS T.T., FINLEY B.L., JEFFREY D.A., UNGS M.J. The

- potential inhalation hazard posed by dioxin-contaminated soil. *Chemosphere*, 1991, 23, (11-12), 1719-1729 (22 références) LO : 050 RUB : 94-07-IMP-CIT
- PEHLIVAN M., PEHLIVAN E., KARA H. Analysis of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in fly ash from a waste incineration plant. *J. anal. Toxicol.*, 1994, 18, (7), 397-401 (11 références) LO : 902 RUB : 96-14-PROD-CIT
- POHL H.R., HANSEN H., CHOU C.H.S. Public health guidance values for chemical mixtures: current practice and future directions. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1997, 26, 3, 322-329 (43 références) LO : 1731
- QUEVAUVILLER P., VAN DER SLOOT H.A., URE A., MUNTAU H., GOMEZ A., RAURET G. Conclusions of the workshop: harmonization of leaching/extraction tests for environmental risk assessment. *Sci. total Environ.*, 1996, 178, (1-3), 133-139 LO : 1115
- RABL A., SPARADO J.V., Mc GAVRAN P.D. Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs : une perspective. *Déchets Sci. Tech.*, 1998, n° 9.
- RIVIERE J.L. Méthodologie d'évaluation de la dangerosité des déchets industriels vis-à-vis des milieux physiques. Propositions de critères. Rapport d'étude à RECORD n° 94-120. Septembre 1996.
- ROBERTS S.M. Invited debate/Commentary: The utility of toxic equivalency factors (TEFs) in human and ecological risk assessment. *Hum. ecol. Risk Assess.*, 1997, 5, 1, 7-8 (12 références) LO : 1867
- SHORE R.E., IYER V., ALTSHULER B., PASTERNAK B.S. Use of human data in quantitative risk assessment of carcinogens: Impact on epidemiologic practice and the regulatory process. *Regulat. Toxicol. Pharmacol.*, 1992, 15, 180-221.
- STERCKEMAN T., GOMEZ A., CIESIELSKI H. Soil and waste analysis for environmental risk assessment in France. *Sci. total Environ.*, 1996, 178, (1-3), 63-69 (14 références) LO : 1120
- STOKES W.S., MARAFANTE E. Introduction and summary of the 13th meeting of the Scientific Group on Methodologies for the Safety Evaluation of Chemicals (SGOMSEC): alternative testing methodologies. *Environ. Health Perspect. Suppl.*, 1998, 106, (2), 405-412 (11 références) LO : 1908
- THIBODEAUX L.J. Landfarming of petroleum wastes. Modeling the air emission problem. *Environ. Progress*, 1982, 1, 1, 42-46.
- TREMEL A. Etat de l'art sur les transferts des éléments traces des sols vers les plantes cultivées à vocation alimentaire. Association pour la relance agricole. 1999, Alsace, Maison de l'Agriculture.
- UHLRICH P. Les méthodes d'analyses de risques. Mastère « Management de l'Environnement ». 21 - 27 janvier 1997. INSA de Lyon. ADERMIIS, 18/01/1999.
- US-EPA. (U.S.-Environmental Protection Agency). Exposure Factors Handbook. Update to Exposure Factors Handbook EPA/600/8-89/043, May 1989. Washington (DC): US Environmental Protection Agency, 1996:
- US-EPA. (U.S.-Environmental Protection Agency). Guidelines for carcinogenic risk assessment. Federal Register 1986 ; CFR 2984 (185) : 32, 656-658.
- US-EPA. (U.S.-Environmental Protection Agency). Risk Assessment Guidance for Superfund. Volume 1 - Human health evaluation manual Part A. Springfield. V.A., NTIS, 1989 ; EPA/540/1-89/002

- VAINIO H., WILBOURN J. Cancer etiology: agents causally associated with human cancer. *Pharmacol. Toxicol.*, 1993, 72 (Suppl 1), 4-11.
- VAN DEN BERG R., DENNEMAN C.A.J., ROELS J.M. Risk assessment of contaminated soil: proposals for adjusted, toxicologically based Dutch soil clean-up criteria in Contaminated soil '93. Arendt F., Annokée G.J., Bosman R., van den Brink W.J., editors. The Netherlands : Kluwer Academic Publishers, 1993, 349-364.
- WALTER M.A. A computer program for conducting incinerator risk assessments. *Drug Chem. Toxicol.*, 1999, 22, 1, 213-220 (1 référence) LO : 1877
- WILLIAMS C.A., JAMES R.C., FREEMAN R.W. Using the EPC approach to develop health-based soil and water screening concentrations for environmental chemicals. *Regul. Toxicol. Pharmacol.*, 1995, 22, 64-75 (14 références) LO : 1370
- YANG R.S.H., EL-MASRI H.A., THOMAS R.S., CONSTAN A.A., TESSARI J.D. The application of physiologically based pharmacokinetic/pharmacodynamic (PBPK/PD) modeling for exploring risk assessment approaches of chemical mixtures. *Toxicol. Lett.*, 1995, 79, (1-3), 193-200 (37 références) LO : 1003/1093 RUB : 98-21-IMP-CIT
- ZMIROU D., PERRODIN Y. Approche méthodologique de l'évaluation des risques pour la santé, des déchets stabilisés. Application à un scénario. *Déchets Sci. Tech.*, 1999, 16, 10-13.

XIII - ANNEXES

ANNEXE I Réglementation

Loi n° 75-633 du 15 juillet 1975 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux

Loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux

Arrêté du 25 janvier 1991 relatif aux installations d'incinération des résidus urbains (JO du 8/03/91)

Arrêté du 18 décembre 1992 relatif au stockage de certains déchets industriels spéciaux ultimes et stabilisés pour les installations nouvelles (JO du 30/03/93), modifié par l'arrêté du 18 février 1994 (JO du 26/04/94)

Arrêté du 18 décembre 1992 relatif au stockage de certains déchets industriels spéciaux ultimes et stabilisés pour les installations existantes (JO du 30/03/93), modifié par l'arrêté du 18 février 1994 (JO du 26/04/94)

Arrêté du 9 septembre 1997 relatif aux décharges existantes et aux nouvelles installations de stockage de déchets ménagers et assimilés (JO du 02/10/97)

Directive du Conseil du 26 avril 1999 (1999/31/CE) concernant la mise en décharge des déchets (JOCE du 16/07/99)

Arrêté du 10 octobre 1996 relatif aux installations spécialisées d'incinération et de coïncinération de certains déchets industriels spéciaux (JO du 16/10/96)

Proposition modifiée de directive du Parlement européen et du Conseil sur l'incinération des déchets (JO du 30 mai 2000) (2000/C 150 E/01)

Loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature

Décret n° 77-1141 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature

Décret n° 93-245 du 25 février 1993 relatif aux études d'impact et au champ d'application des enquêtes publiques et modifiant le décret n° 77-1141 du 12 octobre 1977 pris pour l'application de l'article 2 de la loi n° 76-629 du 10 juillet 1976 relative à la protection de la nature et l'annexe du décret n° 85-453 du 23 avril 1985 pris pour l'application de la loi n° 83-630 du 12 juillet 1983 relative à la démocratisation des enquêtes publiques et à la protection de l'environnement

Circulaire n° 93-73 du 27 septembre 1993 prise pour l'application du décret n° 93-245 du 25 février 1993 relatif aux études d'impact et au champ d'application des enquêtes publiques et modifiant le décret n° 77-1141 du 12 octobre 1977 l'annexe du décret n° 85-453 du 23 avril 1985

Loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement

Loi n° 93-3 du 4 janvier 1993 relative aux carrières

Décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement

Décret n° 94-484 du 9 juin 1994 modifiant le décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement et du titre 1^{er} de la loi n° 64-1245 du 16 décembre 1964 relative au régime et à la répartition des eaux et à la lutte contre leur pollution et modifiant le livre IV du code de l'urbanisme

Décret n° 96-18 du 5 janvier 1996 modifiant le décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976

Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation (JO du 3 mars 1998)

Arrêté du 14 février 2000 modifiant l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation (JO du 15 mars 2000)

Décret n° 2000-258 du 20 mars 2000 modifiant le décret n° 77-1133 du 21 septembre 1977 pris pour l'application de la loi n° 76-663 du 19 juillet 1976 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (JO du 22 mars 2000)

Décret n° 53-578 du 20 mai 1953 modifié portant règlement d'administration publique pour l'application des articles 5 et 7 de la loi du 19 décembre 1917 modifiée relative aux établissements dangereux, insalubres ou incommodes

Décret n° 2000-283 du 30 mars 2000 modifiant la nomenclature des installations classées (JO du 31 mars 2000)

Circulaire du 10 décembre 1999 relative aux sites et sols pollués et aux principes de fixation des objectifs de réhabilitation

Loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau

Décret n° 93-742 du 29 mars 1993 relatif aux procédures d'autorisation et de déclaration prévues par l'article 10 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau

Décret n° 93-743 du 29 mars 1993 relatif à la nomenclature des opérations soumises à autorisation ou à déclaration en application de l'article 10 de la loi n° 92-3 du 3 janvier 1992 sur l'eau

Loi n° 96-1236 du 30 décembre 1996 sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie

Décret n° 98-362 du 6 mai 1998 relatif aux plans régionaux de la qualité de l'air

Circulaire du 17 février 1998 relative à l'application de l'article 19 de la loi sur l'air et l'utilisation rationnelle de l'énergie, complétant le contenu des études d'impact des projets d'aménagement

Circulaire DGS/VS3/n°98/189 du 24 mars 1998 relative aux aspects sanitaires des plans régionaux de la qualité de l'air

Circulaire DGS/VS3/2000 n°61 du 3 février 2000 relative au guide de lecture et d'analyse du volet sanitaire des études d'impact

Bruit des ICPE

Arrêté du 02 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation

Circulaire du 17 décembre 1998 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement (Arrêté ministériel du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation, modifié par l'arrêté du 17 août 1998)

Arrêté du 20 août 1985 relatif aux bruits aériens émis dans l'environnement par les installations classées pour la protection de l'environnement

Circulaire et instruction du 23 juillet 1986 relatives aux vibrations mécaniques émises dans l'environnement par les installations classées pour la protection de l'environnement

Circulaire du 31 décembre 1985 relative à l'accueil et au traitement des plaintes consécutives aux nuisances sonores

Circulaire du 20 septembre 1985 relative aux Installations classées pour la protection de l'environnement (Arrêté ministériel du 20 août 1985 relatif aux bruits aériens émis dans l'environnement par les installations classées pour la protection de l'environnement)

Circulaire du 20 août 1985 relative aux installations classées pour la protection de l'environnement

ANNEXE II Les exemples d'application de la démarche d'évaluation quantitative des risques dans le cas des sites pollués et des installations de traitement des déchets

1- Présentation de la démarche suivie

a) Dans le cas des sols pollués

L'exemple du site de Gennevilliers :

Dans le cas du projet d'aménagement concerté du site de Gennevilliers, sur le site de la plus grande usine à gaz (A.U.G.) d'Europe, qui a fonctionné jusqu'en 1959, l'évaluation des effets attendus sur la santé des futurs usagers, selon la démarche classique d'évaluation du risque, a été limitée aux seuls effets chroniques pouvant apparaître après un contact prolongé avec des substances chimiques. Des critères, définis a priori, ont permis aux auteurs de sélectionner les produits toxiques, leurs dangers (intoxication chronique et/ou cancer) et les valeurs toxicologiques de référence. En l'absence de valeur d'exposition pour la voie cutanée, les données de la voie orale ont été transposées à cette voie d'exposition [EMPEREUR-BISSONNET 1996].

L'estimation des concentrations atmosphériques et des doses journalières d'exposition aux toxiques a reposé sur le résultat des mesures de polluants dans les sols du site, sur des hypothèses de qualité des terres importées et sur la constitution de zones homogènes et de scénarios d'exposition. Ces données ont été entrées dans un modèle informatisé d'exposition multimédia (H.E.S.P., version 2.10b). La cible qui a été considérée en priorité est l'enfant de 3 ans, plus sensible et plus exposé que l'adulte, sauf pour les scénarios ne le concernant pas (terrains de sport et zone de bureaux). Les valeurs numériques fournies par le logiciel ont été pondérées pour prendre en compte l'effet cohorte (changement de cible pour les expositions longues débutant dans l'enfance) et la durée effective d'exposition.

Une analyse de l'incertitude entourant les résultats de l'étude montre que les facteurs de surestimation des risques (valeurs toxicologiques conservatoires, sélection des fortes teneurs de sol en toxiques, spéciation péjorative des métaux, concentrations maximales en éléments traces dans les terres importées, charge en substances organiques constante dans le temps, facteurs d'exposition majorants) pèsent plus lourd que les éléments de sous-estimation (exclusion des substances sans valeur toxicologique de référence, considération de seuls six métaux dans les terres importées, non cumul des scénarios d'exposition, échantillonnage susceptible de faire ignorer une ou plusieurs zones polluées).

L'exemple du site de SAIX :

L'étude menée sur le site de la société SO.DA.IN (Société d'Assainissement Industriel) basée à SAIX dans le Tarn (81) a comporté plusieurs étapes. Cette société a exercé de 1975 à 1989 une activité de distillation de solvants ayant servi au dégraissage des peaux de mégisserie. Un état des lieux du site a été conduit en 1998 à partir, d'une part des études et analyses existantes (étude géotechnique du talus, études hydrogéologiques et suivi de la nappe, diagnostic de pollution du site réalisés entre octobre 1993 et novembre 1997 à la demande de l'A.D.E.M.E.), et d'autre part d'une nouvelle caractérisation limitée du site (eau et conditions physico-chimiques surtout). Une étude de l'évolution naturelle du site en l'absence d'intervention a ensuite été faite avant l'évaluation détaillée des risques pour des cibles et des scénarios définis. Ceci a permis la définition d'objectifs et de niveaux de traitement, en terme de concentration en polluants et la proposition de 3 scénarios de traitement avec pour chacun la réalisation d'un avant-projet sommaire (APS) [ADEME 1999].

La démarche d'évaluation des risques utilisée dans cette étude est connue sous le nom d'évaluation détaillée des risques. Elle correspond à la terminologie utilisée par le groupe de travail sur la gestion des sites potentiellement pollués réunis par le ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement [MATE 1999]. Cette démarche a pour objectif d'avoir une connaissance claire et précise de la pollution d'un site et des risques réels engendrés pour l'environnement. Elle fait suite à une évaluation simplifiée des risques qui permet, compte tenu des valeurs de constat d'impact dans les sols (V.C.I.) élaborées par le groupe de travail, d'identifier les sites nécessitant des investigations complémentaires [MATE 1997, 1998]. Elle est à la base de l'étude de faisabilité du traitement et de la fixation des objectifs de dépollution. La démarche d'évaluation détaillée des risques consiste à quantifier les concentrations en polluants dans les différents milieux d'exposition, au moyen de modèle de transfert plus ou moins complexes ou au moyen de mesures directes, à quantifier la dose reçue par l'homme à travers différentes voies d'exposition. Cette dose, appelée dose d'exposition, est calculée par un modèle d'exposition, tenant compte des caractéristiques de la cible et de son activité. Elle est mesurée en mg de substance par kg de poids corporel et par jour et enfin à quantifier le risque sanitaire pour l'homme, par comparaison de la dose d'exposition reçue aux valeurs toxicologiques propres à la substance.

L'objectif de l'évaluation détaillée des risques des sites pollués est de donner une estimation quantifiée des risques réels pour l'homme dans un scénario d'utilisation défini du site. Elle permet de fonder d'éventuelles actions de réhabilitation sur les risques sanitaires réels, (aux incertitudes près) et non sur des seuils fixés arbitrairement, qui ne tiendraient pas compte des spécificités du site ni de son usage.

b) Dans le cas des incinérateurs de déchets

L'évaluation du risque appliquée aux incinérateurs de déchets s'est intéressée aux risques pour la santé des populations susceptibles d'être induits directement ou indirectement par le processus d'incinération. Les émissions de polluants par les cheminées d'évacuation des gaz et poussières ont été considérées ainsi que les rejets liquides et le stockage des résidus de l'incinération (réfroids et mâchefers). Les risques pour les travailleurs des incinérateurs ont également été traités, notamment comme repère pour l'évaluation du risque pour la population générale. Le degré d'affinement qui a pu être apporté à l'étude de ces différents risques a cependant été inégal, car il est tributaire de l'état des informations disponibles [SFSP 1999].

Ainsi, les connaissances sur les conditions d'exposition aux effluents des incinérateurs n'ont permis aux auteurs de conduire une véritable évaluation du risque que pour les émissions atmosphériques [BOUDET 1999, SFSP 1999].

Un choix a été fait par les auteurs de ne traiter que des éventuels impacts de cette forme de pollution à l'échelle locale, en se limitant aux aspects chimiques et microbiologiques de ces nuisances. Les dimensions plus sociales (aménagement équitable du territoire, bruit des bennes apportant les déchets...) ou écologiques générales (bilan des émissions du point de vue de leur contribution à l'effet de serre, par exemple), ne sont pas considérées dans le document, sauf en tant que perceptions sociales des risques sanitaires, l'une des facettes clés du débat sur le traitement des déchets. Les risques biologiques liés à l'accumulation des déchets bruts, préoccupation historique majeure ayant conduit à l'organisation des collectes et des traitements actuels, ne sont pas non plus considérés.

En l'état actuel des données scientifiques et techniques disponibles, une évaluation des risques ne peut être effectuée que sur les effluents atmosphériques de l'incinération. En effet, cette analyse requiert que l'ensemble de la séquence des phénomènes conduisant de l'émission de polluants à l'apparition éventuelle de troubles biologiques, en passant par les circonstances de l'exposition des personnes, soit assez bien caractérisée. S'agissant des effluents solides mis en décharges ou valorisés après traitement et des effluents liquides rejetés à l'égout dans le milieu naturel sans traitement, les informations nécessaires, notamment en matière d'émissions de polluants, font défaut. Les études et recherches sont à poursuivre avant d'être en mesure de les traduire en terme d'évaluation quantitative du risque.

Pour estimer les risques encourus par les populations exposées aux retombées des effluents atmosphériques, les auteurs ont suivi deux approches complémentaires : une approche dite « France entière » et une approche monographique estimant le risque d'une installation particulière. Nous présenterons la démarche suivie par les auteurs uniquement dans ce deuxième cas. Elle donne des résultats plus précis que la première approche pour le site choisi, en prenant en compte notamment les caractéristiques réelles de l'installation, les conditions météorologiques, la direction du panache ainsi que la répartition géographique de

la population de voisinage. Le site choisi est réel mais volontairement non identifiable dans l'ouvrage [SFSP 1999]. Dans le cas de l'incinérateur de Grenoble, les données réelles d'émissions et les données météorologiques du site ainsi que les données du budget espace-temps d'un échantillon de la population ont permis de modéliser le calcul des immissions de la population aux effluents atmosphériques de l'incinérateur [BOUDET 1999].

c) Le cas particulier de l'eau potable

Sans s'opposer aux critères habituels, la démarche d'E.R., conceptualisée et mise en oeuvre sur le continent nord américain, peut contribuer utilement à traiter certaines questions majeures de gestion du risque lié à la contamination microbiologique des ressources d'eau potable. En France, l'E.R. chimique commence à faire école, mais l'approche demeure inappliquée, voire méconnue pour ce qui est du risque microbiologique, sauf très récemment pour la contamination des eaux de baignade par *Naegleria fowleri* [BARD 1995]. Des travaux sur l'évaluation du risque microbiologique (E.R.M.) sont engagés par certains pays comme la Hollande.

Les exigences qui visent à la maîtrise des risques sanitaires d'origine hydrique figurent pour l'essentiel dans le décret 89-3 du 3 Janvier 1989 modifié. Les contraintes réglementaires s'appliquent au niveau des ressources et des captages, au niveau du traitement et du transport ainsi qu'au niveau du robinet du consommateur. Les valeurs limites définies pour l'eau du robinet constituent un élément de l'ensemble des règles sanitaires relatives à l'eau potable. En France, la potabilité de l'eau qui était établie en 1900 à partir de 6 paramètres physico-chimiques et de 1 voire 2 micro-organismes, est aujourd'hui établie sur 62 paramètres.

La réglementation française - inspirée des recommandations de l'O.M.S. de 1986, confirmée par celles de 1994 - prescrit que « l'eau destinée à la consommation, à la préparation des aliments ou à l'hygiène personnelle, ne doit contenir aucun pathogène pour l'homme » [OMS 1994]. Comme le tube digestif de l'homme et des animaux à sang chaud constitue le réservoir majeur des pathogènes véhiculés par les eaux utilisées pour l'alimentation en eau potable (A.E.P.), leur présence est généralement associée à celle des bactéries de la flore intestinale. Le principe élaboré au début du siècle, et qui se perpétue, est de garantir la qualité microbiologique de l'eau par le contrôle de l'absence des bactéries indicatrices d'une contamination fécale, d'où la numération de « germes-tests » : coliformes totaux, coliformes thermotolérants, streptocoques fécaux et spores de clostridies sulfito-réductrices. Ces bactéries, habituellement en plus grand nombre par rapport aux pathogènes, sont beaucoup plus aisées à mettre en évidence que les pathogènes eux même, dont la détection est souvent fastidieuse, longue et coûteuse, voire impossible en routine.

2- Identification des dangers

a) Recensement des polluants et choix des traceurs

1) Dans le cas des sols pollués

Les pollutions chimiques des sols des A.U.G. se caractérisent par la présence de nombreux produits, des hydrocarbures aromatiques polycycliques (H.A.P) et monocycliques (H.A.M.) pour la plupart. Les substances potentiellement présentes sont si nombreuses qu'il est impossible, pour des raisons techniques et financières, de toutes les rechercher et les mesurer. L'analyse chimique des sols est donc limitée à quelques-uns de leurs éléments pris comme indicateurs. L'évaluation des risques ne peut porter que sur des substances identifiées et quantifiées dans le sol. Ainsi, faute de mesure de concentration, les risques liés à la présence d'ammoniac et de phénols, pourtant habituelle dans les sols d'A.U.G., n'ont pu être estimés sur aucune partie du site de Gennevilliers [EMPEREUR-BISSONNET 1996].

De nombreux H.A.P. sont considérés comme cancérogènes « probables » ou « possibles » pour l'homme. Cependant, le manque de données toxicologiques et épidémiologiques ne permet pas de calculer un risque individuel par unité de dose pour chaque H.A.P. et donc interdit toute évaluation quantitative du risque lié à leur exposition. Ont donc été exclus par les auteurs : le chrysène, le benzo[b]fluoranthène, le benzo[a]anthracène, le benzo[k]fluoranthène, l'indeno[1,2,3-cd]pyrène, le dibenzo[a,h]anthracène et le benzo[g,h,i]pérylène. En outre, les effets non cancérogènes de ces produits sont peu ou pas décrits dans la littérature. Il en est de même pour le phénanthrène.

Les molécules non enregistrées dans la base de données chimiques du logiciel H.E.S.P. n'ont pas été retenues : fluorène, acénaphtylène et acénaphtène pour les H.A.P. ; cumène, propylbenzène et mésitylène pour les H.A.M. Il est utile de préciser que seules les trois substances soulignées ont une valeur toxicologique de référence pour au moins une voie d'exposition.

Finalement, ce sont 17 substances ou groupes de substances qui ont été retenues par les auteurs dans l'évaluation du risque du site de l'A.U.G. de Gennevilliers. Ce sont, pour les H.A.P. : benzo[a]pyrène, anthracène, fluoranthène, pyrène et naphthalène. Pour les H.A.M. : benzène, toluène, éthylbenzène, xylènes totaux et styrène. Pour le complexe de cyanure : ferrocyanures ferriques. Pour les métaux et non métaux : arsenic, cadmium, chrome, nickel, mercure et plomb.

Les produits à distiller par l'usine de la SO.DA.IN provenaient des mégisseries de la région. Ils pouvaient comprendre : des solvants pétroliers ; white-spirit, essence, kérosène, benzène,

éther diéthylique), des solvants chlorés ; essentiellement perchloréthylène, également trichloréthylène, chlorure de méthylène ou dichlorométhane, chloroforme, tétrachlorométhane, trifluorotrichloroéthane, monofluorodichlorométhane.

Les polluants qui ont été retenus pour l'E.D.R. sont : le perchloréthylène, le trichloréthylène et le cis-1,2-dichloroéthylène. En effet, ils ont été retrouvés quasiment partout dans la nappe et dans le sol à des concentrations élevées. Le chlorure de vinyle a également été pris en compte car il présente un niveau de risque très élevé comparé aux limites de détection, sa présence est plausible et son dosage très délicat [ADEME 1999].

2) Dans le cas des incinérateurs de déchets

La production des déchets et leur élimination, quelles qu'en soient les modalités, remettent en circulation, souvent sous forme concentrée, des substances chimiques ou biologiques présentes dans les matériaux originels que l'on destine à l'élimination, et dont la nocivité est réelle ; lors de l'incinération, des composés chimiques sont détruits et d'autres sont créés, dont la toxicité est plus ou moins bien établie.

La combustion d'une tonne de déchets, tels qu'ils sont composés aujourd'hui, conduit à l'émission d'un grand nombre de résidus gazeux et particulaires, avant tout traitement. Les "poussières" émises à la cheminée des incinérateurs, dénommées "particules" une fois dispersées dans l'air ambiant*, constituent en elles-mêmes un facteur de risque sanitaire, par delà leurs caractéristiques chimiques. Cependant, c'est sous cette forme que sont principalement émis dans l'atmosphère les métaux issus de l'incinération et divers produits de la combustion incomplète (hydrocarbures aromatiques polycycliques, chlorés ou non).

Parmi les polluants susceptibles d'être présents dans les émissions à la cheminée des incinérateurs, les auteurs ont choisi de présenter sous forme de monographies les substances suivantes ; le SO₂, les sulfates et l'aérosol acide, les oxydes d'azote, les halogènes et acides dérivés, les métaux et non métaux suivants ; arsenic, nickel, antimoine, chrome, cobalt, cuivre, étain, manganèse, sélénium, thallium, vanadium, zinc et leurs composés, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (H.A.P.), deux composés organiques volatils (trichloréthane et benzène) et les microorganismes (bactéries, virus, champignons et levures) [SFSP 1999].

Les substances qui ont été retenues comme « traceurs » pour conduire l'évaluation du risque des incinérateurs sont les particules atmosphériques, les dioxines, le cadmium, le mercure et le plomb [SFSP 1999]. A Grenoble, ce sont deux C.O.V. (benzène et trichloréthane) et deux métaux (cadmium et nickel) [BOUDET 1999].

* le spécialiste de la physico-chimie de l'atmosphère préférera parler de "particules" pour toutes les émissions d'aérosol issu de processus de combustion

Outre des rejets gazeux, le traitement thermique des déchets produit des résidus solides minéraux :

- les mâchefers récupérés en sortie basse du four représentent 25 à 30 % du tonnage incinéré. Ils sont valorisés en utilisation spécifique (sous-couche routière) après traitement mécanique et stabilisation.
- les réfioms, résidus d'épuration des fumées (3 à 5 %) qui comprennent les cendres volantes du dépoussiérage et les résidus de traitement des gaz, compte tenu de leur potentiel polluant, sont inertés et évacués en décharge de classe 1.

Les polluants contenus dans ces résidus ne constituent des émissions que dans la mesure où ils s'échappent du résidu solide stabilisé dans lequel ils sont captifs. Il conviendrait donc pour caractériser des émissions en vue d'une évaluation du risque de déterminer les éventuelles fuites de décharge de classe 1 ou le relargage par les mâchefers, ce qui n'a pas été fait dans le cadre de l'étude [SFSP 1999].

Un centre de traitement thermique des déchets est susceptible de produire des effluents liquides de différentes natures : d'une part des eaux industrielles et de process, et d'autre part, comme toute installation, industrielle ou non, des eaux vannes et des eaux pluviales. Les émissions dues aux effluents liquides sont surveillées comme celles provenant des gaz rejetés à l'atmosphère mais on dispose de moins de résultats statistiques du fait de la difficulté de comparaison des valeurs mesurées, chaque arrêté d'exploitation pouvant prescrire des valeurs limites différentes en fonction des conditions locales. C'est vraisemblablement essentiellement du côté des métaux lourds et des matières en suspension qu'il convient d'être vigilant.

La réglementation en vigueur, l'arrêté du 25 janvier 1991 relatif à l'incinération des résidus urbains, impose (article 15) le respect de concentrations limites avant rejet dans le milieu naturel pour un certain nombre de paramètres sans préciser de fréquence de mesure. Les autres paramètres sont mesurés selon l'arrêté d'exploitation entre 1 et 4 fois par an. Toutefois, dans certaines grandes usines les mesures sont faites plusieurs fois par mois, voire pour certains paramètres en continu.

3) Dans le cas de l'eau potable

Une veille épidémiologique performante apparaît comme une nécessité pour la démarche d'E.R. appliquée à l'eau potable. Elle permet de disposer d'informations (1) sur l'incidence des maladies, (2) sur les épisodes épidémiques, les taux d'attaque pour les différentes infections observées, les taux d'hospitalisation, voire les taux de mortalité, ainsi que (3) sur les taux de transmission secondaire des infections, et (4) sur l'existence de populations

vulnérables (comme les jeunes enfants, les personnes âgées, les patients neutropéniques ou au stade IV de l'infection par le virus HIV, hospitalisés à domicile).

L'origine principale des contaminations microbiologiques de l'eau réside dans les eaux résiduaires, les déchets et excréments humains ou animaux, insuffisamment traités et/ou rejetés dans de mauvaises conditions dans le milieu naturel. La contamination microbiologique demeure le danger le plus commun qui menace la qualité de l'eau de boisson.

b) Caractérisation du potentiel dangereux

1) Dans le cas des polluants chimiques

Les rejets atmosphériques des incinérateurs de déchets contiennent un grand nombre de composés chimiques dont la toxicité est démontrée depuis longtemps pour certains. Ces connaissances toxicologiques sont nécessaires à la conduite d'une évaluation des risques sanitaires. Celle-ci ne peut concerner que des effets sanitaires bien caractérisés, et utilise des valeurs toxicologiques publiées dans la littérature scientifique spécialisée. Les polluants qui font l'objet d'une évaluation des risques sont décrits sous forme de monographie dans l'ouvrage. Pourtant, les populations sont soumises à l'action d'un ensemble de polluants de manière concomitante. Aussi est-il souvent réducteur de les considérer indépendants les uns des autres. L'ouvrage traite ainsi des effets qui ont pu être attribués au cocktail de polluants que les incinérateurs rejettent dans l'atmosphère. Il présente également, sous forme de monographies, de nombreux autres composés toxiques que l'incinération rejette dans l'environnement [SFSP 1999].

Les monographies relatives à chacun des polluants ou familles de polluants sont construites selon un plan standard : des généralités présentent les caractéristiques physico-chimiques du polluant considéré ainsi que les sources principales d'émission et la forme chimique sous laquelle il est émis, donnée particulièrement importante pour les métaux dont la toxicité est fortement liée à leur spéciation. Des éléments de toxicocinétique permettent de décrire le passage du polluant dans l'organisme : absorption, distribution, métabolisation, élimination. L'étude des effets toxiques s'attarde principalement sur ceux survenant à long terme, en distinguant la toxicité systémique affectant plus particulièrement un ou plusieurs organes et fonctions biologiques, la toxicité sur la reproduction et les conséquences mutagènes et cancérogènes. Les 'paramètres du risque' terminent chaque monographie.

Ce travail de synthèse, qui privilégie les effets d'une exposition chronique, a utilisé les données publiées dans la littérature et produites par des organisations ou équipes de recherche spécialisées en toxicologie ou en évaluation de risque, en particulier l'U.S.-E.P.A. (base de

données I.R.I.S. pour les cancérogènes), l'A.T.S.D.R. (base de données des Minimal Risk Level), l'O.M.S., le C.I.R.C., et le C.S.H.P.F.

2) Dans le cas des contaminants microbiologiques de l'eau potable

Si la nocivité de nombreux agents pathogènes est bien connue, moins nombreux sont ceux pour lesquels les doses minimales infectantes (D.M.I.) ou les doses infectieuses pour 50 % des sujets (D.I.₅₀) ont pu être établies sur l'animal (avec choix de l'espèce la plus sensible) et encore moins sur l'homme. Elles caractérisent l'infectivité du micro-organisme, c'est à dire sa capacité à survivre et/ou se développer dans le corps de l'hôte. Il a été établi que l'infectivité des virus et des protozoaires est de 10 à 1 000 fois supérieure à celle des bactéries pathogènes à un niveau similaire d'exposition [ROSE et GERBA 1991].

La virulence, pour laquelle peu de données sont disponibles, est la capacité du micro-organisme à induire des troubles cliniques chez le sujet infecté. La raison des grandes différences de virulence entre les pathogènes reste inconnue [EWALD 1991]. La virulence du *Cryptosporidium parvum* a été estimée à 100 % lors de l'évaluation de l'impact sanitaire de l'accident de Milwaukee, impact qui s'est avéré voisin de celui réellement observé [HAAS 1994].

La létalité d'un pathogène est sa capacité à conduire au décès d'une personne malade. Les connaissances sur la létalité des pathogènes sont encore plus restreintes. 1 % semble une estimation conservatrice pour les virus les plus pathogènes [MACLER 1993].

Beaucoup d'auteurs estiment que l'état immunitaire général des individus permet d'établir un classement des groupes à risque. Ainsi, les jeunes enfants, les personnes âgées et les immunodéprimés présentent un risque d'infection au *rotavirus* et au *coxsackievirus* plus important que la population générale [CRABTREE 1995].

3- Définition des relations dose-effet

a) Dans le cas des polluants chimiques

Les auteurs de l'étude de l'A.U.G. de Gennevilliers fournissent l'ensemble des valeurs toxicologiques de référence disponibles auprès des agences américaines A.T.S.D.R. et U.S.-E.P.A. (cf. principes de la méthode d'E.R.S.).

Les valeurs toxicologiques de référence utilisées par les auteurs de l'étude du site de la SO.DA.IN proviennent des bases de données : de l'U.S.-E.P.A. (IRIS ou HEAST), de la base de données toxicologiques de H.E.S.P. qui reprend des M.R.L. (minimal risk level) qui concerne les trois voies d'absorption et uniquement pour le risque non cancérogène. C'est la

somme des trois doses d'exposition (orale, cutanée et respiratoire) qui a alors été comparée aux M.R.L., parfois des valeurs guides de l'O.M.S. L'O.M.S. a établi des D.J.A. (dose journalière admissible ou T.D.I. (tolerable daily intake) qui comme les M.R.L. concernent l'exposition totale par les trois voies.

La nécessité d'ajustements en cas d'utilisation des valeurs toxicologiques de référence de la voie orale pour la voie cutanée a été abordée au chapitre IV.

b) Dans le cas des contaminants microbiologiques de l'eau potable

Le choix du modèle de la relation dose-réponse est fondamental pour l'estimation du risque puisqu'il fournit la probabilité d'infection à partir d'un niveau d'exposition ou, inversement, qu'il estime l'exposition à partir du taux d'attaque dans la population. Les 3 modèles retenus comme s'ajustant le mieux aux séries de données animales ou humaines recueillies lors de la première étape (données sur les doses ingérées et les effets mesurés) sont des modèles sans seuil [HAAS 1983]. Ce sont le modèle log Normal, le modèle exponentiel (ce modèle a été déterminé comme décrivant le mieux la relation dose-réponse de *Giardia lamblia* et de *Cryptosporidium parvum.*), le modèle Bêta-Poisson. Selon différents auteurs, le modèle bêta semble le plus pertinent pour de nombreux micro-organismes lors de l'application aux données disponibles, en particulier les entérovirus [GOFTI 1997].

La comparaison des risques d'infection extrapolés aux faibles doses fournis par les 3 modèles a été réalisée pour un certain nombre de pathogènes (bactéries, virus et parasites). Il apparaît que les estimations du modèle log normal divergent de celles des modèles exponentiel et bêta. Ce dernier fournit les estimations les plus conservatrices. S'il n'y a pas d'évidence scientifique pour retenir l'une ou l'autre estimation issue d'un modèle qui se cale le mieux aux données, la prudence incite cependant à employer la prédiction la plus pessimiste [HAAS 1983].

4- Expositions des populations

a) Dans le cas des sites pollués

Des zones homogènes, parties du site de Gennevilliers vouées au même usage et dont le sol, en tout lieu, contient une concentration moyenne identique en substances toxiques, ont été constituées. En fonction du plan d'urbanisme et du traitement prévu des sols des différentes parties du site, les auteurs ont constitué six zones homogènes ; logements, crèche et école, terrains de sport, jardins publics, merlon antibruit et bureaux. Une même zone peut supporter plusieurs scénarios d'utilisation (cas de la zone de logements où coexistent des immeubles

collectifs et des maisons individuelles), et deux zones de qualité de terres différentes peuvent correspondre à un usage identique (exemple : jardins publics).

Le type de sol « mixte » d'H.E.S.P. a été sélectionné. L'approvisionnement en eau de boisson des habitants sera assuré par un réseau d'adduction d'eau. Les budgets espace-temps des futurs usagers du site ont été établis par jugement professionnel et sont compatibles avec les données les plus récentes sur l'emploi du temps des français [EMPEREUR-BISSONNET 1996].

Les résultats des calculs de H.E.S.P. présentent pour chaque toxique une concentration dans l'air extérieur (C.A.E.) et une concentration dans l'air intérieur (C.A.I.) (pour les scénarios qui prévoient un temps passé à l'intérieur des bâtiments) exprimée en $\mu\text{g}/\text{m}^3$, la valeur absolue de la dose journalière d'exposition cumulée (D.J.E.) et de la D.J.E. des voies d'exposition prises en compte dans l'évaluation exprimées en $\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j}$. La contribution relative de chaque D.J.E. dans la dose totale est fournie.

Pour les zones de logements et de jardins publics, les auteurs ont pondéré les valeurs des D.J.E. moyennes sur 30 ans (6 années de D.J.E. enfant et 24 années de D.J.E. adulte) afin de tenir compte du choix des enfants en tant que cible de l'évaluation de risque sanitaire.

Les principaux scénarios étudiés pour le site de la SO.DA.IN sont : un scénario résidentiel, avec potager et poulailler et utilisation éventuelle d'un puits pour des usages non potables, un scénario « activité » (petite industrie, artisanat ou commerce) : soit activité d'intérieur, soit activité d'extérieur et un scénario travaux [ADEME 1999].

Les différentes voies d'exposition considérées sont : l'inhalation de composés volatils dans l'air ambiant extérieur et dans l'air intérieur des bâtiments (venant du sol et de la nappe), l'inhalation de vapeur d'eau contaminée lors de la douche (eau souterraine ou eau des canalisations), l'ingestion de sol et poussières, l'ingestion d'eau (des canalisations uniquement), l'ingestion de végétaux et animaux, le contact cutané avec le sol (à l'extérieur) et les poussières (à l'intérieur).

Les principales sources utilisées par les auteurs sont les modèles d'évaluation du risque néerlandais H.E.S.P. et américain R.B.C.A. Le rapport ECETOC n° 40, le rapport INERIS « Règles de bonnes pratiques pour la modélisation de l'exposition » et le rapport du groupe de travail Sols Pollués et santé publique de mars 1997 « Elaboration de critères d'aide à la décision pour les sols ».

b) Dans le cas des incinérateurs de déchets

Dans l'étude de la S.F.S.P. deux voies d'exposition sont prises en compte : l'inhalation d'une part, l'ingestion d'autre part [SFSP 1999]. Seule la voie de l'inhalation est prise en compte dans l'étude consacrée à l'incinérateur de Grenoble [BOUDET 1999].

Pour l'estimation de l'impact par inhalation, le calcul des immissions attribuables tient compte de l'endroit exact de l'usine sur le territoire communal, de la rose des vents locale, et de certaines caractéristiques spécifiques de l'usine (hauteur de cheminée). De plus, la population exposée est constituée des personnes domiciliées sous les retombées des émissions de polluants ; le panache considéré se limite à la zone constituée des immissions jusqu'à dix fois inférieures à l'immission maximale ; en deçà, les immissions sont jugées négligeable [SFSP 1999].

Concernant la voie d'exposition indirecte, deux circuits d'alimentation complémentaires sont distingués. Dans le premier, majoritaire, les aliments proviennent du bassin national de culture français et leur contamination est calculée à partir des retombées de polluants issus de l'ensemble des U.I.O.M. étudiées dans la rapport de la S.F.S.P. Le second comprend les aliments produits localement, subissant l'influence directe des rejets de l'usine de la commune considérée. L'enquête alimentaire de l'I.N.S.E.E. conduite en 1991 renseigne sur la qualité et la quantité d'aliments consommés ayant une origine locale, pour la population française [BERTRAND, 1993] ; ces données seront utilisées pour caractériser l'apport de polluants par les productions locales. Il n'y a pas eu de véritable enquête locale de consommation ni d'analyse de la qualité chimique des productions locales : cette évaluation du risque procède donc aussi par modélisation. Dans cette procédure, certaines hypothèses délibérément pénalisantes ont été retenues, qui font de la situation décrite une sorte de "borne supérieure" des risques encourus par la population riveraine.

Le modèle d'ARIA Technologies APC3 calcule directement le dépôt surfacique d'un polluant, par maille, à partir de sa vitesse de déposition.

Le dépôt surfacique (en mole par jour) et la surface contaminée selon les deux modèles POLAIR et APC3 ont été utilisées comme données d'entrée du logiciel CalTOX [EPA Californie 1997] permettant d'estimer l'apport par la chaîne alimentaire.

c) Dans le cas de l'eau potable

Dans une démarche globale d'évaluation de risque infectieux, on serait conduit à s'intéresser à toutes les voies d'exposition aux germes considérés, dont les voies alimentaires et/ou manuportées qui sont souvent prédominantes. Dans la démarche d'E.R. d'origine hydrique qui a été suivie, il n'est question que de l'exposition par consommation d'eau du robinet. Pour cela il faut évaluer d'une part, la prévalence du micro-organisme étudié dans l'eau consommée, et d'autre part, la consommation d'eau de la population. On notera que cette approche peut, moyennant quelques aménagements, s'appliquer au risque lié à l'ingestion d'eaux récréatives contaminées [GOFTI 1997].

La fréquence et l'intensité de la contamination varient en fonction de la géographie et dans le temps. La prévalence d'un micro-organisme doit être à chaque fois mesurée au niveau de l'eau brute étudiée, de l'eau en cours de production et en distribution quand cela est possible.

L'eau consommée peut être divisée en : eau de boisson (eau bue directement, eau additionnée à l'alimentation ou pour la préparation d'autres boissons) et eau contenue dans les aliments. Pour réaliser une E.R. microbiologique d'origine hydrique, l'agence américaine de l'environnement (U.S.-E.P.A.) préconise la valeur de 2 litres d'eau de robinet consommés par jour pour un adulte, et la valeur de 1 l /j pour un enfant. La prudence a certainement guidé le choix de ces valeurs qui constituent une surestimation au vu des enquêtes réalisées. Chaque fois que cela est possible il faut utiliser les données d'enquêtes de consommation réalisées sur la population cible de l'E.R. [GOFTI 1997].

5- Caractérisation du risque

La procédure d'estimation du risque s'applique différemment selon la nature des effets sanitaires. Doivent être distingués les polluants dont les effets apparaissent sans seuil d'action connu, et ceux pour lesquels un seuil de nocivité a pu être déterminé.

a) Dans le cas des sols pollués

Pour les polluants à effet cancérigène ou à effet systémique sans seuil, les excès de risque individuel (E.R.I.) ont été quantifiés :

$E.R.I. = D.J.E. \text{ ou } C.A. * E.R.U.$ [ou E.R.U. est un exprimé en $(\text{mg}/\text{kg}\cdot\text{j})^{-1}$ pour les voies orale et cutanée et en $(\mu\text{g}/\text{m}^3)^{-1}$ pour la voie respiratoire].

Le calcul de l'excès de risque collectif (E.R.C.) de cancer également appelé « impact » par d'autres auteurs, est obtenu en multipliant l' E.R.I. par l'effectif du groupe des personnes soumises à un même niveau d'exposition. L'E.R.C. correspond ainsi aux nombre de cas de cancers – induits par la contact avec un toxique donné – attendus dans un groupe de personnes soumises à un même niveau d'exposition. Les E.R.I. et E.R.C. sont respectivement des probabilités et des nombres de cas de cancers en excès, c'est à dire qui viennent s'ajouter aux probabilités et aux nombres de cas de cancers qui affecteraient un groupe de sujets comparables en l'absence de l'exposition au toxique. Le résultat de l'évaluation, pour les effets cancérigènes, est quantitatif [EMPEREUR-BISSONNET 1997].

Pour les effets non cancérigènes, les D.J.E. ou les C.A. ont été comparées aux valeurs de références. Le quotient de danger (Q.D.), parfois aussi appelé Ratio de danger est le rapport entre la D.J.E. et la dose de référence pour les voies orale ou cutanée ou entre la C.A. et la

concentration de référence pour la voie respiratoire. Un Q.D. inférieur à 1 signifie que la substance chimique ne devrait pas altérer la santé des personnes exposées. Le résultat est ici moins interprétable en terme de risque. Il permet d'estimer la taille de la population dont l'exposition est supérieure à la valeur jugée sans danger.

Lorsqu'à la fois la dose de référence et le M.R.L. ou la D.J.A. sont disponibles les auteurs ont calculé un quotient de danger correspondant à la voie orale, à l'inhalation, mais aussi à toutes les voies confondues [ADEME 1999].

La formule d'exposition générale est, pour une substance et une voie d'exposition :

$$D.E. (mg/kgpc.j) = Cenv.Qadm.F.Dexp/P.Dmoy$$

Où $Cenv$ = concentration dans le milieu administré (air, eau, aliment...)

$Qadm$: quantité de milieu administrée

F : fréquence d'exposition (en proportion par rapport à la durée totale d'exposition)

$Dexp$: durée d'exposition en années

P : poids corporel (unité : kgpc ou kg de poids corporel)

$Dmoy$: durée sur laquelle l'exposition est moyennée, c'est à dire $Dexp$ pour le calcul de la dose d'exposition pour un risque non cancérigène, et $Dvie = 70$ ans pour un risque cancérigène

Pour l'exposition par voie cutanée, les auteurs ont privilégié l'utilisation du modèle H.E.S.P.

Risque non cancérigène : Le quotient de danger est la rapport entre la dose d'exposition (orale et cutanée) à la dose de référence et entre la dose d'exposition et la concentration de référence pour la voie respiratoire. Le quotient indique un danger en cas de dépassement de la valeur 1. Les doses de références dont il est question concernent l'exposition de longue durée.

Risque cancérigène : Le risque de cancer $CR(o,i) = SF(o,i).DE(o,i)$

Où $DE vie (o,i) = DE(o,i).Dexp/Dvie$

Une probabilité supplémentaire de cancer inférieure à 10^{-5} a été considérée comme risque acceptable en accord avec la D.R.I.R.E. et le représentant du préfet dans cette étude. La probabilité de contracter un cancer suite à l'exposition à plusieurs substances est égale à la somme des probabilités causées par chaque substance individuellement. L'I.N.E.R.I.S. recommande en première approche de sommer les quotients de danger des différentes substances, conformément aux pratiques de l'U.S.-E.P.A. Cette approche est considérée comme majorante [ADEME 1999].

b) Dans le cas des incinérateurs de déchets

La démarche est similaire au cas des sites pollués. Cependant, dans la mesure où les études présentées ont porté sur des installations existantes, l'impact sur les populations résidant au voisinage des installations a pu être calculé.

Pour les polluants à effet cancérigène ou à effet systémique sans seuil que sont le cadmium (cancer), les dioxines (cancer, selon l'approche U.S.-E.P.A.) et les particules, il est possible d'estimer un risque (R) qui représente une probabilité de survenue des effets délétères chez un individu ou dans une population. L'impact est ce risque appliqué à une population de taille donnée (R x population). Il représente l'excès de risque collectif pour cette population.

Dans chaque périmètre d'exposition, l'impact par voie respiratoire des émissions de l'U.I.O.M. se calcule comme : $I_{inh} = R_{inh} \times NP$

où le risque vie entière par inhalation, $R_{inh} = RU_{inh} \times C^{\circ}_{amb\ att}$,

et :

$C^{\circ}_{amb\ att}$ = Concentration ambiante attribuable (immission à 1 km calculée par le code de dispersion du modèle POLAIR) ;

RU_{inh} = Risque Unitaire d'inhalation : c'est l'excès de risque pour un individu lorsqu'il est exposé à une unité de polluant (sources : base de données IRIS ou études américaines sur l'effet chronique des particules [RR]) ;

NP = nombre de personnes exposées.

Le risque vie entière par ingestion est : $R_{ing} = RU_{ing} \times dose$ où : RU_{ing} = Risque Unitaire voie orale et dose = dose journalière ingérée (apport quotidien alimentaire calculé par CalTOX).

L'impact collectif par ingestion est calculé comme : $I_{ing} = R_{ing} \times NP$,

avec : NP = nombre de personnes exposées dans la zone concernée.

Lorsque le polluant étudié conduit au même effet nocif par les deux voies d'exposition comme c'est le cas des dioxines, le calcul du risque total est alors : $R : R_{inh} + R_{ing}$. Il en est de même pour l'impact total.

Pour les polluants à effet systémique avec seuil, il s'agit de comparer l'exposition attribuable aux U.I.O.M. à des valeurs de référence publiées dans la littérature (normes, D.J.A., M.R.L.¹). Cette comparaison se fait par le quotient ou ratio de danger (Rdg) :

$Rdg_{it} = C^{\circ}_{amb, ti} / Rfd_i$ pour un polluant i

¹ - MRL : Minimal Risk Level. C'est la dénomination de l'ATSDR pour les valeurs de référence d'un risque non cancérigène ; c'est assimilable à la Référence Dose (RfD) de l'US-EPA, sans toujours avoir la même valeur

Les polluants traceurs de l'incinération concernés sont : dioxines (approche O.M.S. et C.S.H.P.F.), cadmium, plomb et mercure [SFSP 1999].

Ce ratio peut être calculé pour l'U.I.O.M. étudiée. Si R_{dg} est supérieur à 1, cela implique que l'exposition est supérieure à la valeur de référence, situation qui doit être corrigée. Toutefois, ce dépassement ne représente pas nécessairement un véritable risque car certaines valeurs de référence utilisées comportent des marges de sécurité importantes. On représente ensuite la distribution de la population exposée à des ratios croissants R_{dg} sur l'ensemble du territoire d'étude.

Le même principe s'applique pour la voie indirecte par ingestion. R_{dg_o} = dose reçue / M.R.L._o. Si la dose reçue est supérieure à la M.R.L._o (R_{dg} > 1) alors il y a excès d'exposition par rapport aux valeurs de référence.

En principe, une dose de référence est calculée pour chaque voie d'exposition distinctement, mais quand l'exposition résulte à la fois de l'inhalation et de l'ingestion (cas des dioxines), la dose totale est estimée par la somme des apports (compte tenu des taux de pénétration par chaque voie), et rapportée à la valeur de référence D.J.A. ou D.H.T. (dose journalière admissible ou dose hebdomadaire tolérable, en mg/kg/j) :

$R_{dg_{tot}} = \text{dose totale reçue} / \text{D.J.A.}$

c) Dans le cas des contaminants microbiologiques de l'eau potable

La probabilité P fournit un risque journalier d'infection pour une exposition donnée. Il a été établi que les événements infectants pouvaient être considérés comme des phénomènes indépendants les uns des autres. Le risque pour une année d'exposition peut alors être estimé à partir du risque journalier P : $P_{an} = 1 - (1 - P)^{365}$ [HAAS 1983; HAAS 1993].

L'effet d'un pathogène peut être limité à une infection ou se développer en maladie, voire entraîner le décès. Comme le risque morbide varie beaucoup en fonction du statut immunitaire de l'hôte, de son âge, de la virulence du micro-organisme, de son type, de la souche et de la voie de transmission, il a été plus facile de définir un risque d'infection. [GERBA 1988, GERBA 1996]. Mais l'infection n'est pas la conséquence sanitaire la plus préoccupante, par contre c'est un prérequis à la déclaration de la maladie. La relation entre le niveau d'exposition et l'apparition de manifestations cliniques ou la mortalité étant inconnue, on fait l'hypothèse simple que la probabilité de maladie - conditionnelle à l'infection - est indépendante du niveau d'exposition. De là, les probabilités de maladie (manifestations cliniques) et de décès sont obtenues par multiplication de la probabilité d'infection,

respectivement par la virulence et la létalité des germes considérés [HAAS 1993, HAAS, ROSE 1993]. Le calcul de ces probabilités pour les groupes sensibles peut se faire en appliquant un facteur de sécurité de 10 à la virulence et/ou la létalité établis pour la population générale [GERBA 1996].

Cette seconde étape permet donc de définir le modèle approprié au pathogène étudié qui servira à estimer le risque, en particulier avec extrapolation aux faibles doses puisque c'est souvent à ce niveau que sont exposées les populations.

ANNEXE III Exemples de mesures de l'exposition des populations au voisinage des sites pollués et des installations de traitement des déchets

Les études relatives à la mesure de l'exposition autour des sites publiées ces dernières années se sont intéressées à la mesure de divers polluants (poussières, métaux, composés organiques volatiles et PCDD/PCDF notamment). Ce sont soit des mesures biologiques pratiquées sur les personnes exposées (prélèvements sanguins ou urinaires le plus souvent), soit des mesures des polluants dans l'environnement, soit des mesures pratiquées sur des animaux pris comme indicateurs d'une pollution de l'environnement. Certaines études présentent une combinaison des mesures biologiques et environnementales. Lorsqu'elles sont pratiquées avant le démarrage d'une installations, ces mesures fournissent des données pour la constitution d'un « point zéro ». Quelques exemples récents d'estimation de l'exposition par méthode directe de populations au voisinage de sites ou d'installations de traitement des déchets sont présentées.

- Mesure des PCDD/F - Incinérateur de Taragone (Espagne)

Une approche de type "point zéro", avant la mise en service d'un nouvel incinérateur d'OM à Tarragone (Espagne), a été suivie par la mesure des taux de PCDD/F dans le lait maternel d'une part et dans le sang de personnes non professionnellement exposées d'autre part. Les laits de 15 femmes vivant dans deux secteurs résidentiels (Tarragone-Ville et une zone industrielle) ont été analysés. Les taux de PCDD/F vont de 5,9 à 17,1 pg I-TEQ/g de lipides, avec une moyenne de 11,8 pg I-TEQ/g de lipides. Ils étaient légèrement inférieurs chez les femmes vivant dans la zone industrielle [SCHUHMACHER 1999a].

Les sangs de 13 hommes et 7 femmes, résidant soit en zone urbaine soit en zone industrielle, comportant un complexe pétrochimique, ont aussi été analysés à Tarragone en Espagne. Les taux de PCDD/F vont de 14,8 à 48,9 pg I-TEQ/g de lipides avec une moyenne de 27 pg I-TEQ/g de lipides. Les taux sont légèrement supérieurs chez les femmes (27,7 pg I-TEQ/g de lipides) que chez les hommes (25,2 pg I-TEQ/g de lipides), mais la différence n'est pas significative. L'âge influe positivement sur les taux accumulés. Par contre, le milieu de résidence, urbain ou industriel, ne semble pas intervenir [SCHUHMACHER 1999b].

Après avoir étudié les niveaux de PCDD/F dans le tissu adipeux de personnes vivant à Madrid, des échantillons sanguins ont été prélevés chez des donneurs âgés de 19 à 55 ans, n'ayant pas d'exposition professionnelle connue aux PCDD/F, afin d'évaluer l'exposition de la population. La moyenne des PCDD est de 515 ppt, dont 397 ppt d'OCDD qui est l'isomère habituellement le plus présent dans les tissus humains. La moyenne des PCDF est de 66 ppt, dont 20 ppt d'OCDF et 7 ppt de 2,3,4,7,8-PCDF. On remarque donc que la contribution des

isomères ayant les concentrations les plus élevées ne correspondent pas aux valeurs I-TEQ les plus hautes [JIMENEZ 1996].

- Mesure des PCDD/F – Incinérateur (Allemagne)

Dans une autre étude, les taux de PCDD/F ont été mesurés dans des prélèvements sanguins de 19 hommes et 20 femmes volontaires, ainsi que dans le lait de 7 mères, vivant à proximité d'une unité d'incinération des ordures ménagères d'une capacité de 350 000 tonnes par an dont les émissions de PCDD/F dans le passé étaient plutôt élevées, de l'ordre de 2 ng I-TEQ/m³. Des données personnelles, la profession et les habitudes de vie, ont été recueillies par questionnaire. La distance de résidence à l'usine d'incinération et la direction des vents dominants ont été déterminées. Les auteurs évoquent la consommation de produits maraîchers cultivés dans une des zones contaminées comme une des sources possibles de contamination. Cependant, aucune corrélation entre consommation de fruits et légumes et la concentration en PCDD/F dans le sang n'a été mise en évidence. Les résultats trouvés chez des sujets vivant au voisinage de cet incinérateur n'indiquent pas d'augmentation de la charge corporelle en PCDD/F [DEML 1996].

- Mesure de C.O.V. – Site chimique (U.S.A.)

Afin d'évaluer l'intérêt de dosages sanguins de composés organique volatils (C.O.V.) chez les personnes résidant au voisinage de sites de déchets dangereux, l'A.T.S.D.R. a effectué le dosage de 31 C.O.V. chez des résidents proches d'une complexe industriel et chez des témoins. Seul l'acétone a été trouvé significativement plus élevé chez les exposés que chez les témoins (1,636 contre 1,353 ppb). Les auteurs en concluent que les dosages sanguins de C.O.V. ne sont utiles que lorsqu'une exposition environnementale récente aux C.O.V. a été mesurée ou que des symptômes présentés par les exposés orientent vers cette origine [HAMAR 1996].

- Mesure de plomb – Usine de récupération de métaux (Quebec) et décharge (Sao-Paulo).

Malgré la découverte de sols contaminés par le plomb, avec des concentrations entre 20 et 3 700 ppm, la plombémie moyenne de 0,27 µmole/l mesurée chez 52 enfants résidant à proximité de deux anciennes usines de récupération de métaux est peu différente de celles d'enfants d'autres quartiers non contaminés du Québec. Les auteurs concluent au rôle modeste de l'exposition par les sols en l'absence d'exposition aérienne depuis la fermeture des usines en 1986 [KOSATSKY 1994]. Autour d'une décharge contenant des déchets de plomb, les auteurs ont mesuré la plombémie chez des sujets exposés et des témoins. Les résultats n'indiqueraient pas un risque accru chez les exposés selon les auteurs [KUNO 1999].

- Mesure de cadmium – Fonderie (Chine)

Des dosages du cadmium urinaire, de l'albumine urinaire et de la β_2 microglobuline, indicateurs de dysfonctionnement rénal, ont été pratiqués chez des résidents de trois zones

(fortement, moyennement et faiblement) polluées par le cadmium d'une fonderie en Chine. Le niveau de pollution a été apprécié par les concentrations du cadmium dans du riz prélevé dans les trois zones. Une nette augmentation des 3 paramètres apparaît en fonction de la zone d'exposition [NORDBERG 1997].

- Mesure de mercure – Décharge (Colorado)

Des dosages urinaires du mercure, des interrogatoires et des tests neurosensoriels ont été pratiqués chez des 364 adultes résidant dans une zone proche d'une décharge au Colorado et des sujets d'une zone témoin plus éloignée. 6,8 % des échantillons d'urines atteignaient la limite de détection de 5 ppb. Dans cette étude, le sexe féminin, l'origine hispanique des sujets, des soins dentaires dans les 15 jours précédents et des activités de soudage sont des facteurs associés à l'exposition au mercure [REIF 1993].

- Mesure de chrome – Décharge de déchets industriels (New-Jersey)

Le comté de Hudson au New-Jersey, où l'activité industrielle de production des chromates a été très active durant la période 1905-1975, comporte plus de 160 sites contenant des déchets industriels susceptibles d'entraîner une pollution aux chromates (dont certains sont riches en Cr VI). Les auteurs ont comparé les concentrations dans les poussières du sol et dans des habitations ainsi que l'excrétion urinaire du chrome chez des sujets résidants dans des zones exposées ou non exposées à des scories d'incinération utilisées comme remblai. Les experts consultés ont attribué à cette exposition un excès de risque de cancer inférieur à 10^{-6} [LIOY 1992, PAUSTENBACH 1991]. Une surveillance systématique des individus a été mise en place dans des zones concernées par cette pollution. Des dosages de chrome ont été effectués au domicile de 220 sujets. La concentration en chrome des poussières récoltées dans les maisons est significativement plus élevée que celle observée dans le comté de New-Brunswick, de même structure socio-démographique, pris comme témoin (228 versus 111 $\mu\text{g/g}$, $p < 0,001$). Le niveau d'entretien des maisons influe de façon nette sur les niveaux de chrome et sur les niveaux de chrome urinaire mesurés chez les individus. L'étude n'a pas mis en évidence des sites contaminés plus spécifiquement responsables, de la pollution au chrome qui paraît assez générale et uniforme dans le comté de Hudson [FREEMAN 1997].

- Mesures de particules – Incinérateurs (Caroline du Nord)

La contribution des incinérateurs modernes aux valeurs d'immission des particules inhalées par les populations riveraines a ainsi été jugée comme modeste. Les concentrations des PM_{10} ou $\text{PM}_{2,5}$ mesurées sous le vent d'un incinérateur de déchets urbains et d'un incinérateur de déchets industriels de l'Etat de Caroline du Nord, aux Etats-Unis, diffèrent très peu de celles mesurées dans des communes comparables mais distantes de ces sources (21 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ et 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, contre 22 pour les PM_{10} et 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 13 et 18 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivement pour les $\text{PM}_{2,5}$) [SHY 1996]. L'analyse de la composition des particules en certains métaux et non métaux

(Zn, Al, Fe, Si) a permis d'estimer que les incinérateurs de cette étude contribuaient pour 2 à 3 % des particules en suspension de type PM_{2,5} dans les secteurs situés sous le vent des installations. [SFSP 1999].

- Mesures de contaminants divers – Incinérateur et décharge (Floride)

Afin d'étudier la contamination de la faune sauvage aux alentours de l'incinérateur d'OM de Palm Beach (Floride) depuis le point zéro jusqu'à la 5^{ème} année d'exposition, les principaux contaminants ont été mesurés sur les oeufs et les oisons des espèces protégées aningas et ibis blanc, collectés dans une colonie proche de l'incinérateur et d'une décharge de cendres volantes. Pour la plupart des contaminants mesurés (TCDD/F, arsenic, béryllium, cadmium, nickel), les taux mesurés après la mise en exploitation de l'incinérateur et de la décharge étaient identiques par rapport au point zéro ; les taux étaient même significativement plus faibles pour le sélénium et le mercure. Par contre, les taux de plomb, dans les oisillons d'ibis étaient plus élevés aux années +1 et +5, par rapport au point zéro. Ceci pourrait être lié à la fréquentation de la décharge par les ibis adultes, mais la relation avec l'exploitation du site n'est pas certaine. D'après les résultats, il n'y a pas eu de contamination significative du fait de l'incinérateur au terme de 5 ans. Toutefois, les PCDD/F auraient pu être mesurés dans leur totalité et pas simplement les TCDD/F [RUMBOLD 1997].

ANNEXE IV La place de l'épidémiologie dans l'évaluation des effets sur la santé des installations de traitement des déchets

Dans le cadre de l'évaluation de l'impact sur la santé des projets d'aménagement et de transport relatifs à des installations de traitement des déchets, quelle place peut occuper l'épidémiologie ? Afin d'apporter des informations utiles à la compréhension de cette question, l'objet de l'épidémiologie, ses objectifs et ses outils sont rappelés en annexe III. Des exemples d'études épidémiologiques employant les différents outils dans l'étude d'installations de traitement des déchets y sont présentés.

Dans le domaine de l'environnement, l'épidémiologie, science de l'observation, recueille des données relatives à l'état de santé des sujets, à l'échelon individuel ou collectif, et des données d'exposition qui sont elles aussi obtenues à un niveau collectif ou individuel.

Quelque soit leur type, transversales, cas-témoins ou de cohortes, les enquêtes épidémiologiques ne se conçoivent que **lorsque les sujets et l'exposition existent** et que le recueil des données de santé et d'exposition peut se mettre en place. Mais en cas de troubles de santé peu spécifiques, de faible fréquence et de survenue différée, les limites de l'approche épidémiologique sont rapidement atteintes.

L'apport de l'épidémiologie a été et, est encore considérable pour la connaissance du pouvoir dangereux des substances émises dans l'environnement. Le chapitre relatif à l'évaluation du risque fournit une longue liste de références d'études épidémiologiques qui ont permis, avec d'autres études, de préciser le potentiel toxique d'une substance et de définir les relations entre la dose et l'effet toxique. Cette approche a encore beaucoup à nous apprendre car, hélas, nous payons encore un lourd tribut à un passé industriel peu soucieux de l'environnement.

Mais l'épidémiologie n'a pas été conçue comme outil de prévision de la relation entre des effets toxiques et l'exposition. Aussi ne faudra-t-il pas lui faire jouer ce rôle que d'autres disciplines rempliront plus efficacement. La démarche d'évaluation du risque sanitaire utilise des outils de modélisation qui, en fonction des scénarios retenus permettront de calculer des impacts sur les populations exposées. Là n'est pas l'objet de l'épidémiologie même si elle fournit certains des outils quantitatifs utilisés pour caractériser le risque (risques relatifs, taux d'incidence ou de prévalence du problème de santé...).

Il est par contre concevable d'instaurer le suivi d'une population suite à la mise en service d'une installation dont les émissions polluantes ne seraient pas totalement contrôlées par les dispositifs de prévention instaurés ou, surtout dans une situation bien maîtrisée, pour attester auprès de la population, de la véracité du discours sur « l'absence de risque ». L'établissement d'un « point zéro » de la situation avant le démarrage de l'installation sera un

élément déterminant de la pertinence des résultats du suivi à venir. En complément du recueil de données sur la situation sanitaire de la population concernée, le « point zéro » peut comporter diverses mesures relatives à l'exposition de la population [ASTA 1993]. Ces mesures peuvent être pratiquées au niveau des divers média (sols, air, eaux) ou au niveau d'indicateurs biologiques de l'exposition (prélèvements sur les individus exposés). Des indications sur les niveaux d'exposition avant la mise en service de l'installation peuvent également être fournies par des mesures sur des bio-indicateurs d'exposition (animaux ou végétaux). Cependant, aux faibles niveaux d'exposition attendus dans le cas des installations de traitement des déchets, le suivi d'un échantillon de sujets est une opération dont la rentabilité scientifique et économique est loin d'être assurée.

1- Objet de l'épidémiologie

L'épidémiologie descriptive est l'étude de la fréquence des pathologies et, plus généralement, de la distribution des états de santé dans les populations humaines et de leurs déterminants. **L'épidémiologie étiologique** a pour objet de rechercher et d'étudier les causes d'apparition ou d'aggravation des atteintes à la santé des populations.

C'est dans le domaine de la propagation des maladies dites transmissibles que l'épidémiologie a d'abord été définie d'où son nom. Pour son application aux maladies non contagieuses, aux cancers et aux maladies cardiovasculaires, la notion de cause à effet a fait place à la notion de facteur de risque. Aussi la notion de rapport de cause à effet a-t-elle été remplacée par la notion probabiliste de la cause. Sur le plan des méthodes, l'épidémiologie s'appuie sur l'analyse statistique des fréquences des pathologies entre groupe de sujets. Le risque est un indice qui quantifie la fréquence avec laquelle surviennent les nouveaux cas d'une altération de la santé chez des sujets qui en étaient initialement indemnes (les sujets « à risque »).

Dans les enquêtes épidémiologiques, on souhaite en général pouvoir donner une interprétation causale aux associations observées entre exposition(s) et maladie [BOUYER 1993]. Les enquêtes d'observation où l'exposition des sujets à telle ou telle substance ne peut pas dépendre de l'investigateur sont les plus fréquentes en épidémiologie (à la différence des expériences et des essais thérapeutiques où l'attribution de l'exposition est contrôlée par l'investigateur). La démarche utilisée par l'épidémiologie dans sa recherche d'une relation de causalité entre une exposition et un effet consiste à classer les études se rapportant au sujet et à en vérifier la cohérence pour aboutir à la notion de preuve. On pourra ainsi distinguer les études où les mesures se font au niveau des populations (études dites « écologiques ») puis les études où les mesures sont pratiquées sur les individus.

D'autres éléments sont pris en compte pour apprécier la notion de causalité en épidémiologie. Parmi eux on citera : la validité et la précision des renseignements relatifs à l'exposition des sujets, la validité et la précision des renseignements relatifs à la maladie et la spécificité de l'atteinte vis-à-vis du facteur de risque à l'étude ; la connaissance des relations entre exposition et effets tirés de l'expérimentation animale apportera des arguments à la plausibilité biologique de la relation causale, l'études des facteurs de confusion (voir glossaire), l'influence de la suppression du risque quant à la fréquence de la maladie dans la population. Cet essai d'intervention quand il est réalisable ou des situations quasi expérimentales (comme lors de l'arrêt de l'activité d'une fonderie dans l'État de l'Utah, aux États-Unis, qui a sensiblement réduit les émissions de poussières, et l'incidence des troubles respiratoires de l'enfant), sont riches d'enseignements sur la relation entre exposition et maladie.

2- Instruments méthodologiques

Afin de mettre en rapport une exposition (une cause) et un effet (une atteinte à la santé), il est nécessaire de concevoir une simplification des problèmes. Cette simplification permettra d'identifier quelles personnes sont exposées et quelles personnes ne le sont pas. Il devra également être possible de savoir qui est atteint de la maladie et qui ne l'est pas. On perçoit toutes les difficultés qu'il faudra surmonter dans l'élaboration du protocole de l'étude pour aboutir à ce résultat. L'étude des relations entre la cause et l'effet ne portera pas le plus souvent sur l'ensemble de la population des sujets concernés par l'exposition mais sur un échantillon de la population. Ainsi, les résultats obtenus sur l'échantillon ne seront que des estimations des résultats qui auraient été obtenus sur la population toute entière [HEMON 1989].

a) Évaluation du risque en épidémiologie

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) ou par *l'incidence instantanée* (nombre de nouveaux cas sur la période/nombre de « personnes années d'observation »). La notion de « personnes années d'observation » rend compte du fait que des sujets sont décédés ou ont été perdus de vue pendant la période d'observation et qu'ils ne seront plus inclus pour les calculs en tant que sujet présents dans l'enquête à partir de ce moment.

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 exposés à l'incidence de la maladie chez les 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.

b) Les différents type d'enquêtes

L'épidémiologie descriptive est concernée par l'étude de la survenue d'une maladie en fonction de caractéristiques démographiques (âge, sexe, race...), du lieu et de la période. Les études descriptives utilisent de grands ensembles d'informations qui peuvent être recueillis de façon systématique ou de façon plus ponctuelle par des enquêtes spécifiques. Les études qui sont menées dans ce cadre s'intéressent aux mesures portant sur des populations ou groupes d'individus. La connaissance des caractéristiques générales des personnes (âge, sexe, catégorie sociale) associées à une valeur plus élevée de la fréquence de la maladie contribue à une meilleure connaissance des besoins de prise en charge médicale de la population et à l'élaboration d'hypothèses étiologiques (relatives aux causes).

Selon l'OMS, la surveillance épidémiologique consiste, 1) à mesurer systématiquement les paramètres de santé et de l'environnement, enregistrer et transmettre les données ainsi obtenues, 2) confronter et interpréter ces données afin de détecter d'éventuelles modifications de l'état de santé et de l'environnement des populations. Un tel objectif, qui conduit à apprécier la fréquence des phénomènes de santé, n'implique pas automatiquement l'identification des sujets, on préférera souvent les enquêtes par sondage aux enquêtes exhaustives, et celles-ci lorsqu'elles se révèlent nécessaires, peuvent être limitées à quelques zones géographiques [RUMEAU-ROUQUETTE 1985].

Les statistiques de causes médicales de décès font partie des informations de base dans tous les pays du monde pour évaluer le type et l'importance des maladies ou des accidents mortels. En France depuis 1968, l'INSERM publie chaque année les taux de décès dans la population française, par région ou département. Ces taux sont données par groupe d'âge et par sexe.

Les statistiques de morbidité sont recueillies de façon moins systématique. Elles sont établies à l'aide de registres qui établissent un recensement exhaustif des malades atteints d'une pathologie donnée dans une population définie sur une base géographique. En France de nombreux registres sont en place. Ils concernent des pathologies comme les cancers, les maladies cardiovasculaires, ou les malformations congénitales.

Les statistiques d'exposition à des facteurs de risque sont peu développées en France, contrairement à d'autres pays où des grandes enquêtes sont effectuées périodiquement en population générale². Il en existe dans le domaine de l'exposition à des risques professionnels. L'I.N.S.E.E. publie régulièrement les statistiques d'emploi par secteur d'activité ou par région. A l'aide de ces informations et de celles de l'I.N.R.S. ou des C.R.A.M., il est possible de reconstituer les secteurs d'activité ou les tâches pouvant entraîner une exposition à certains produits faisant l'objet d'une surveillance.

L'interprétation des variations dans le temps des indices de morbidité ou de mortalité peut fournir des indications précieuses sur les phénomènes de santé dans la population. L'étude des variations d'incidence des maladies au cours du temps suggère des hypothèses sur les facteurs de risque des maladies qui pourront ensuite être testées par des enquêtes étiologiques. La plupart des maladies présentent des variations de fréquence au cours du temps. *L'étude des variations séculaires* permet de surveiller l'évolution de l'importance relative d'un problème de santé et d'émettre des hypothèses sur les causes de ces variations. Il en est ainsi de la diminution du taux de mortalité infantile comme reflet de l'amélioration de l'état sanitaire d'un pays. La diminution du taux de cancers de l'estomac au cours des dernières décennies a été attribuée à l'amélioration de la conservation des aliments. A l'inverse, la responsabilité du tabac a été jugée responsable de l'augmentation du taux de cancer du poumon, et l'exposition à l'amiante de celle du mésothéliome (cancer de la plèvre). *L'étude des variations saisonnières* (ou plus généralement périodiques) dans la fréquence d'un problème de santé permet de soupçonner le rôle d'un agent ayant des variations de même périodicité respectant le délai d'apparition de la maladie. Ainsi on a pu montrer une forte corrélation entre le niveau quotidien de pollution par le SO₂ dans les villes et la mortalité par maladies respiratoires jusqu'à 10 jours plus tard chez les personnes âgées de 65 ans et plus.

L'étude des variations géographiques des taux de mortalité ou d'incidence de certaines maladies chroniques a souvent été utilisée pour formuler des hypothèses concernant la cause de ces maladies. 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). Les variations géographiques de la fréquence d'une maladie peuvent être étudiées selon deux grandes approches. la première consiste simplement à décrire *la distribution de la maladie en fonction du lieu de survenue*. Les résultats de ces études sont en général présentées sous forme de cartes. La deuxième catégorie concerne *les études dites de corrélations géographiques*, dont le but est de décrire les relations entre les variations géographiques d'une pathologie et celles d'une exposition à

² C'est le cas notamment des études américaines National Health and Nutrition Examination Surveys (N.H.A.N.E.S. I, II et III) ou des études anglaises General Household Surveys (G.H.S. conduite en 1988 et 1990) et depuis 1971 de la surveillance longitudinale de 1 % des sujets du National Health Service (*OPCS Longitudinal Study*).

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. Ces études sont particulièrement utilisées en épidémiologie environnementale car les données d'exposition disponibles sont plutôt du domaine de l'environnement et concernent à un moindre degré des caractéristiques liées au mode de vie. Un exemple est le cas des leucémies de l'enfant autour des sites nucléaires. 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.

Il est possible d'adjoindre un troisième volet à l'épidémiologie géographique, celui de *l'étude des populations migrantes* où le but est de préciser si le risque d'une maladie chez les migrants d'une région à haute (ou faible) exposition vers une autre région à faible (ou haute) exposition change après la migration.

Un cas particulier des études géographiques est représentée par *l'étude des clusters ou agrégats spatio-temporels*. Il s'agit ici de l'observation de plusieurs cas de maladie rare en des lieux proches et dans un intervalle court de temps ce qui peut conduire à suspecter que la maladie est transmissible, ou qu'un facteur étiologique lié au mode de vie ou à l'environnement est soudainement apparu. En pratique un cluster correspond à des cas de maladie en nombre significativement plus élevé qu'attendu et présentant des caractéristiques compatibles avec une hypothèse biologique (présence d'un agent cancérigène, temps de latence, niveau d'exposition). L'exploration du problème se poursuit par une ou des enquêtes étiologiques.

L'épidémiologie étiologique cherche à comparer des groupes de sujets pour mettre en évidence l'association entre une exposition et une maladie ou pour connaître de façon précise les modalités de cette association. Dans les enquêtes étiologiques les informations relatives à l'exposition et à la santé sont prises au niveau de l'individu.

Parmi ces études on distinguera alors, parmi d'autres protocoles plus complexes ou hybrides :

- *les études transversales* qui sont des études à la frontière entre études descriptives et études étiologiques 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.

- *les études cas-témoins* qui sont des études où les sujets sont sélectionnés selon qu'ils présentent ou non la maladie. Le recueil des données se fera de manière rétrospective (les sujets sont interrogés, selon différents procédés sur leur exposition dans le passé). 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* qui 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 deux groupes peuvent être définis soit rétrospectivement (cohorte historique de sujets qui étaient ou non exposés à un moment donné dans le passé) soit prospectivement (cohorte constituée aujourd'hui). 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.

3- Exemples d'études épidémiologiques dans le domaine des installations de traitement des déchets

On demande souvent aux études épidémiologiques d'apporter une réponse claire et définitive sur l'innocuité ou, à l'inverse, le danger d'une exposition à tel produit chimique ou tel facteur physique. Dans le domaine de l'environnement, il s'agit d'un problème particulièrement crucial et délicat. Les conditions d'étude sont rarement optimales (niveau de risque relativement modéré, exposition des populations souvent faibles et difficiles à mesurer, petits effectifs observés) et ont souvent pour conséquence un manque de puissance statistique ; ce qui permet aux uns ou aux autres de clore le chapitre sur les conclusions qu'ils ont envie de lire. De toutes les études actuelles sur les risques environnementaux, celles sur la dioxine ont fait l'objet des interprétations les plus opposées. Il est très souvent tentant, quand les résultats ne sont pas « significatifs », de les considérer comme négatifs. Rappelons que les tests statistiques permettent de dire que l'étude n'a pas révélé d'accroissement du risque (compte tenu des conditions dans lesquelles elle a été faite), mais ils n'autoriseront jamais de conclure que l'étude a démontré qu'il n'y avait pas de risque. C'est ce principe qui explique que la grande prudence du Centre international de Recherche sur le Cancer, lequel à ce jour, n'a classé qu'un seul produit en groupe 4 (agents probablement non cancérogènes pour l'homme). Jusqu'à accumulation des preuves d'innocuité, il vaut mieux considérer un produit comme suspect, surtout quand des études expérimentales sont positives ou que les résultats épidémiologiques, même non significatifs, sont suggestifs d'effets (comme c'est le cas pour la 2,3,7,8-TCDD). Il est bon de se souvenir que c'est la multiplication des études, réalisées dans

des conditions diverses, et dont les résultats vont dans le même sens, qui permet de juger de l'existence d'un risque et non un résultat unique [HOURS 1995] ISD 95-11-EDITO.

Tous les types d'enquêtes présentés sont utilisables dans le cadre des risques de l'environnement. Plusieurs critères détermineront le choix du type d'enquête qui sera retenu : le coût, la durée, l'accessibilité aux données de santé et aux données d'exposition.

De nombreux exemples d'utilisation de ces enquêtes existent dans le cas de sites de traitement de déchets. Quelques exemples sont présentés ci-dessous (source : base de données bibliographiques constituée par le Réseau Santé-Déchets avec le soutien de l'association RE.CO.R.D. Les localisations des commentaires parus dans le bulletin Info Santé-Déchets édité par le R.S.D. accompagnent chacune des références citées).

a) Les études transversales

Parmi les effets sur la santé étudiés chez les personnes au voisinage ou en rapport avec des sites pollués ou des installations de traitement des déchets, les effets psychosociaux sont parmi les plus étudiés. La perception des installations par les populations et la communication sur le risque sont fréquemment abordés.

1) Effets psychosociaux, perception et communication sur le risque au voisinage d'installations de traitement des déchets

Des études mettent en évidence que la fréquence des symptômes rapportés par des riverains de décharge de déchets dangereux aux USA est massivement conditionnée par les odeurs. Selon les auteurs, les symptômes sont plus à mettre sur le compte de l'inquiétude des sujets que d'un réel effet toxique des produits présents sur le site. Dans ces populations, le fait d'être préoccupé par l'exposition est un puissant prédicteur de symptômes [LIPSCOMB 1991 , NEUTRA 1991, SHUSTERMAN 1991] ISD 93-02-IMP-COM et ISD 95-10-IMP-COM.

Les auteurs s'intéressent aux effets psychologiques liés à l'exposition prolongée d'une petite communauté rurale à la pollution de l'eau par les déchets d'une décharge de produits chimiques. Le niveau d'adaptation sociale des sujets exposés est significativement inférieur à celui de témoins pris en population générale mais supérieur à celui de patients psychiatriques hospitalisés. Les niveaux de dépression et d'anxiété sont également intermédiaires entre ceux des deux autres groupes [FOULKES 1992] ISD 93-00-IMP-COM.

Une usine d'incinération en service depuis 20 ans au Canada, une décharge de 10 ans et une décharge récemment acceptée ont fait l'objet d'études des effets psychosociaux. C'est lors de la création de l'installation que les inquiétudes sont les plus fortes (74 % pour le site en

projet), en liaison avec la crainte de pollution de l'eau et la proximité de l'installation [ELLIOT 1993] ISD 94-07-IMP-COM. Ce type d'étude montre que les modes de pensée des populations diffèrent de ceux des experts ainsi que des stratégies des élus, ce qui explique le peu de confiance qu'ils leur font [EYLES 1993] ISD 94-07-IMP-COM.

Au Connecticut, dans l'étude des attitudes de la population vis-à-vis de quatre types d'installations (un centre de recyclage, une usine d'incinération, une décharge de cendres et une station de transfert), une plus forte opposition est vraisemblable chez un sujet plus jeune, avec une perception plus élevée du risque, une perception moindre du besoin de l'installation et un attachement plus fort aux valeurs individuelles [LOBER 1993] ISD 95-08-IMP-COM. L'opposition varie également avec la distance et la dangerosité, mais aussi avec la perception de l'utilité et de l'équité dans le choix de la localisation de l'installation [LOBER 1994] ISD 95-08-IMP-COM. En Autriche, dans le cas de deux projets de décharges, l'acceptation augmente chez les sujets les mieux informés qui ont profité de contacts avec les acteurs du projet [BURKART 1994] ISD 95-08-IMP-COM.

L'étude porte sur l'opinion de 144 personnes vis-à-vis d'un incinérateur de déchets toxiques et sur l'influence de la comparaison entre des risques de nature différente : le risque involontaire lié à l'incinérateur et le risque volontaire lié au tabac. Deux tiers des sujets s'opposent à l'incinérateur. L'information sur un risque accidentel de 1/1 million lié à l'incinérateur améliore l'acceptation chez un tiers des sujets. La comparaison entre les risques augmente l'hostilité à l'incinérateur de façon significative. L'opposition du public s'explique par un manque de confiance ou de crédibilité dans les informateurs et les comparaisons ne peuvent être utiles que présentées par des personnes ou institutions jouissant d'une grande confiance [FREUDENBURG 1994] ISD 96-14-PROC-COM.

Chez les résidents à proximité d'un site contaminé par les PCBs aux USA, les auteurs ont montré que la préoccupation pour le site et les préoccupations de santé sont des mesures sensibles d'une exposition environnementale [DUNN 1994] ISD 95-11-IMP-COM.

D'autres auteurs ont voulu faire la part entre l'éventuel impact de substances toxiques chez des sujets résidants au voisinage d'une usine de stockage et de traitement physico-chimique de déchets dangereux et l'effet du stress associé au sentiment d'être exposé. Ils ont montré un excès de 11 % de déclarations de cancer (confirmées par les médecins traitant) chez les sujets se plaignant de la proximité du site de déchets pour des raisons de santé par rapport aux sujets sans sentiment d'exposition [KAYE 1994] ISD 95-11-IMP-COM. Les résidents à proximité d'une ancienne mine d'or ayant servi de décharge industrielle près de Kingston (Australie) ne rapportent pas une morbidité ni une mortalité différente du groupe plus éloigné ni du groupe témoin. Les habitants de Kingston ont une perception de leur santé moins bonne globalement, des fausses-couches et des niveaux de stress et d'anxiété très augmentés, par rapport à la population de la ville témoin. Les symptômes rapportés de mauvaise santé globale sont

associés avec le fait de se croire exposé, mais ne sont pas corrélés à la distance du site ni à la durée d'exposition. Lors d'une nouvelle enquête, dix mois plus tard, les niveaux d'anxiété et de dépression ont diminué mais pas la somatisation ni l'altération du fonctionnement social [DUNNE 1990, WHITEMAN 1995] ISD 96-15-IMP-COM.

L'évolution dans le temps des opinions et de la santé perçue a fait également l'objet d'études chez des riverains d'installations de traitement ou de stockage de déchets (incinérateurs de déchets hospitaliers, incinérateur et décharge d'O.M.). Un incinérateur de déchets hospitaliers à l'université de Vancouver, un incinérateur d'O.M. en banlieue et une décharge dans un village éloigné, font l'objet d'une enquête comparative. L'acceptation croît dans le temps même s'il y a eu opposition initiale au projet. Ce sont les universitaires qui attirent la confiance des enquêtés, puis les groupes de défense de l'environnement et enfin le gouvernement fédéral [OSTRY 1995] ISD 96-15-IMP-COM.

A partir des variables déjà repérées comme caractérisant les familles : démographiques, résidentielles, d'attachement à la commune et de proximité, d'appréciation de l'environnement, les auteurs se proposent de mener une enquête individuelle d'évaluation autour du site de la plus grande décharge du monde à Freshkills (New-York) vis-à-vis du consentement à payer pour en réduire les nuisances. La moitié des 110 répondants sont prêts à payer, en moyenne 125 dollars pour l'amélioration de leur environnement. Au delà du constat que les propriétaires, surtout s'ils sont riches et installés depuis longtemps, sont plus disposés à payer, on note le rôle du niveau d'instruction (corrélé aux revenus ?) et surtout le fait que la distance à la décharge, souvent prise comme un critère d'évaluation dans les études américaines, n'a pas d'influence significative [MARGAI 1995] ISD 98-21-IMP-COM.

Les auteurs présentent une revue des recherches ayant touché à la question des relations entre race, classe et risques environnementaux aux États-Unis. La probabilité d'appartenir à une minorité est 4 fois supérieure à celle des blancs quand on vit à proximité d'un site de déchets dangereux. La faiblesse du revenu apparaît lié comme seconde variable [BROWN 1995] ISD 98-21-IMP-COM et 99-26-ANAL-COM.

Afin de recenser les différents facteurs qui peuvent influencer sur les attitudes des collectivités à l'égard de l'implantation d'unités d'incinération d'ordures ménagères, les auteurs présentent une vue générale sur les études récentes sur le sujet. Ils y adjoignent les résultats de l'enquête qu'ils ont menée auprès de la population de onze communes, pauvres et composées majoritairement de noirs, riveraines d'installations nuisantes dans le couloir industriel de la Louisiane. Les nombreuses études montrent que les facteurs influant sur la résistance des collectivités - peur d'effets négatifs sur la santé, dévaluation immobilière, préoccupations de justice environnementale, risques économiques - peuvent être relativisés par l'adhésion des collectivités à l'idée que l'incinération des déchets est sûre et économique dans leur situation. Les auteurs concluent qu'il est nécessaire de développer des approches au cas par cas,

combinant des programmes d'éducation publique et de communication sur le risque, associés à des compensations pour les riverains qui supportent un accroissement des risques, à la fois réel et perçu. La question de l'injustice environnementale mise en avant dans cet article mériterait des études afin de déterminer si elle est pertinente en France comme elle l'est aux États-Unis [REAMS 1996] ISD 98-22-IMP-COM.

2) Effets sur la santé au voisinage de décharges et sites pollués

Pour apprécier les effets sanitaires à court terme, les auteurs ont comparé, avant et après la fermeture d'un site de stockage de déchets industriels, la consommation de médicaments de riverains du site. Le niveau individuel d'exposition a été apprécié par le temps passé par les sujets dans différents secteurs ayant des niveaux variés de pollution. Aucune relation entre la consommation individuelle de médicaments et l'exposition n'a été mise en évidence sauf pour les médicaments ORL et les médicaments respiratoires, mais pas de façon significative [ZMIROU 1994].

Les auteurs rapportent les résultats des études menées sur des populations à proximité de 3 décharges de déchets. La prévalence de céphalées, nausées, irritation du nez et de la gorge de 2000 adultes a été analysée. Toutefois, les auteurs se sont plus particulièrement intéressés à la potentialisation entre les nuisances perçues et la production des symptômes [LIPSCOMB 1991] ISD 93-02-IMP-COM.

Un groupe exposé, constitué de 77 femmes et 54 hommes choisis parmi les résidents au voisinage immédiat d'un site de retraitement d'huiles de moteurs usagées en Louisiane, et une communauté villageoise non exposée habitant à 35 km du site, ont été interrogés afin de vérifier la réalité d'un excès de troubles neurologiques autour de ce site. Le groupe exposé présentait de façon significative des perturbations indiquant l'existence de dépressions plus fréquentes. Il n'y avait pas de différence dans les tests de mémoire entre les deux groupes. Les temps de réaction étaient significativement augmentés chez les exposés. Les symptômes d'atteinte neurologique, d'atteinte générale et d'irritation respiratoire étaient plus fréquents chez les exposés que chez les référents [KILBURN 1995] ISD 98-21-IMP-COM. Afin d'explorer un éventuel gradient des effets selon la distance au site, les auteurs ont constaté une diminution des temps de réaction, et d'autres tests neurocomportementaux chez les sujets exposés par rapport aux sujets de référence. Par contre, la baisse constatée aux tests fonctionnels n'est pas corrélée à la distance au site [KILBURN 1999].

Afin de rechercher des marqueurs d'exposition, une augmentation significative de la fréquence des échanges des chromatides sœurs (E.C.S.) dans les lymphocytes sanguins est détectée chez les riverains exposés aux rejets d'une décharge de produits chimiques par rapport à des sujets témoins [LAURENT 1993] ISD 94-05-IMP-COM.

L'utilisation de tests de cytogénotoxicité comme marqueurs d'exposition ou d'effet à des pollutions environnementales est encore rare pour un suivi de plusieurs années. Des tests d'échange des chromatides soeurs (E.C.S.), des tests des micronoyaux (M.N.) et des recherches des cassures simples des brins de l'ADN (S.S.B.) sont effectués dans deux groupes d'enfants vivant à proximité de deux sites belges pollués par des dépôts illégaux de résidus chimiques, Mellery et Hensies. Les résultats de 1990, concernant des adultes et onze enfants, montraient une augmentation de la fréquence des E.C.S. chez les exposés par rapport aux témoins, avec une réponse plus marquée chez les enfants. Ces résultats sont confirmés en 1992 chez vingt-deux enfants exposés de Mellery. Les teneurs atmosphériques en C.O.V. (benzène, toluène, xylène et dérivés) ont baissé entre 1990 et 1992-1993 suite aux travaux de réhabilitation entrepris sur ce site. En 1993, le taux de E.C.S. chez les enfants exposés est comparable à celui des témoins. Les résultats des autres tests (M.N. et S.S.B.) pratiqués en 1993 confirment l'absence de différence entre les 47 enfants exposés de Mellery et les 31 enfants témoins. En revanche, ces tests mettent en évidence une nette différence entre les témoins et les onze enfants vivant à proximité de la décharge de Hensies [KLEMANS 1995] ISD 98-22-IMP-COM et 99-26-IMP-COM.

Pour déterminer les possibles effets immunotoxicologiques rencontrés chez des personnes vivant sur les décharges d'ordures, une centaine de garçons de 10 ans, vivant au Caire dans une zone polluée où les déchets sont brûlés quotidiennement, ont été étudiés par rapport à un groupe de 98 enfants de 10 ans vivant à plusieurs kilomètres de distance. Les résultats des dosages sanguins des immunoglobulines G et A ne sont pas statistiquement différents entre les deux groupes d'enfants. Cependant, la quantité d'Ig A était significativement inférieure dans la salive des enfants du groupe exposé. L'acide sialique (ou acide N-acétylneuraminique), employé notamment comme marqueur des tumeurs cérébrales, était significativement plus élevé dans le groupe exposé. Ces enfants vivant dans des conditions extrêmes de pollution sont considérés par les auteurs comme un modèle homogène qui pourraient permettre sous certaines réserves d'extrapoler les résultats aux populations des zones industrialisées [MARTH 1995] ISD 98-22-PROC-COM.

3) Effets sur la santé liés à des sites pollués par les activités industrielles

Un programme de surveillance médicale vis-à-vis du chrome a débuté en 1992 dans le comté de Hudson dans le New-Jersey en raison de la découverte de concentrations de chrome plus élevées dans la poussière prélevée dans les habitations du comté par rapport à l'extérieur de celui-ci. 2 224 personnes issues de 40 zones résidentielles et de 78 zones d'activité professionnelle ont participé à l'étude. Du fait des symptômes présentés ou de taux urinaires élevés de chrome, les marqueurs urinaires, phosphatase alcaline intestinale (I.A.P.), phosphatase alcaline non spécifique des tissus (T.N.A.P.), N-acétyl- β -D-glucosaminidase

(N.A.G.), et microalbumine (mAlb), ont été dosés chez 30 hommes et 25 femmes du comté. La concentration de chrome urinaire moyenne était de $0,3 \pm 0,8$ µg/g créatinine pour les 53 de ces sujets chez lesquels les marqueurs ont tous été mesurés. Cette étude montre l'absence de protéinurie urinaire chez les sujets exposés au chrome environnemental [WEDEEN 1996] ISD 98-22-PROD-COM. Ce comté comporte 160 sites résidentiels, industriels ou de loisir pollués par le chrome. Parmi 800 sujets de 14 zones résidentielles ou 930 travailleurs des 78 zones d'activité professionnelle, les sujets sont sélectionnés par un bilan clinique (questionnaire et examen relatifs aux troubles allergiques et d'irritation) et biologique (chrome urinaire). La majorité des sujets sélectionnés ne présentent pas de troubles cliniquement apparents en rapport avec leur exposition au chrome [FAGLIANO 1997].

Une contamination des eaux et des sols par le plomb, le chlorure de méthyle, le benzène, l'éthylbenzène, le toluène, le trichloréthylène et le méthacrylate de méthyle avait été constatée autour de la décharge d'une usine d'acrylique dans le New-Jersey. Lors d'une enquête menée auprès de cent cinquante huit foyers exposés et de cent cinquante huit foyers non exposés, aucune différence de prévalence des cancers, des maladies du foie et de la peau n'apparaît [NAJEM 1994] ISD 96-14-IMP-COM.

Un questionnaire postal a été adressé, entre décembre 1989 et avril 1990, aux 6 209 habitants d'une commune à majorité noire du Texas située à proximité de 2 décharges de produits chimiques. Un indice mensuel d'exposition a été calculé, pour chaque sujet, proportionnellement à l'estimation du tonnage des produits stockés en décharge et à l'inverse du carré de la distance entre le domicile et le site de la décharge. Des difficultés d'apprentissage, des troubles du sommeil, des tremblements, une fatigue inhabituelle, une diminution de l'odorat, une irritation pulmonaire et des odeurs ou goûts particuliers sont des symptômes, parmi une liste proposée de 29 symptômes neurologiques, respiratoires, cardio-vasculaires, digestifs ou divers, dont la prévalence est plus forte chez les sujets considérés comme les plus exposés, par rapport aux sujets les moins exposés [DAYAL 1995] ISD 97-18-IMP-COM, 99-26-IMP-CIT.

Deux études réalisées en 1988 et 1990 auprès de la population vivant à proximité d'une vaste décharge de produits dangereux (classe I) dans la proche banlieue de Los-Angeles retrouvaient une corrélation entre la quantité annuelle de déchets et le nombre d'enfants de petits poids de naissance ou le taux de mortalité néonatale précoce. Dans l'étude présentée, qui porte sur une population équivalente à 25 216 naissances ou morts fœtales sur une période s'étalant de 1976 à 1986, sont évaluées les taux de mortalité fœtale, de mortalité néonatale précoce (<6 jours) et de mortalité infantile (<11 mois), la durée de la grossesse et le poids de naissance. A l'aide du nombre de plaintes liées aux odeurs nauséabondes pour 100 habitations, les auteurs déterminent 3 situations : domicile dans une zone de forte exposition (le ratio est supérieur à 33), dans une zone d'exposition modérée (10 à 33), et dans une zone

de faible exposition (ratio inférieur à 10). A ces 3 zones s'ajoutent 2 autres secteurs : une zone d'exposition intermittente et une zone d'exposition virtuelle nulle, servant de témoin. Pendant la période 1981-1984, la mieux renseignée sur le plan des expositions aux polluants, seuls deux paramètres sont modérément réduits dans la zone de forte exposition : la durée de la grossesse est raccourcie de 1,8 jours et le poids moyen de naissance des nouveau-nés est de 59 g plus faible. L'originalité de cette étude tient à l'utilisation des plaintes pour mauvaises odeurs comme indicateur d'exposition aux produits toxiques. L'autre avantage de l'étude est l'existence pour la région de données chiffrées concernant l'exposition de la population au chlorure de vinyle, qui ont été corrélées positivement avec les plaintes pour mauvaises odeurs [KHARRAZI 1997] ISD 99-27-IMP-COM.

4) Effets sur la santé au voisinage d'incinérateurs

Deux études évaluent la fréquence des problèmes respiratoires en population exposée aux incinérateurs [SHY 1995, ZMIROU 1984], sans résultat probant, sans doute du fait l'absence d'évaluation de l'exposition individuelle. La fréquence des pathologies dans une population exposée à un vieil incinérateur de déchets ménagers et industriels a été évaluée au début des années 80 à partir de la consommation de médicaments à visée respiratoire (antibiotiques, anti-inflammatoires, bronchodilatateurs...) des assurés sociaux. Trois zones d'habitation, de niveaux d'exposition décroissants ont été définies en fonction de la distance à l'incinérateur, en l'absence de mesure des niveaux d'exposition réels : de 0 à 200 mètres (I), de 201 à 1 000 mètres (II), de 1 001 à 2 000 mètres (III) de la cheminée. Les sujets sont appariés sur la catégorie socioprofessionnelle, l'âge, le sexe. Si la consommation médicamenteuse n'apparaissait pas significativement différente, un gradient de la zone III à la zone I a été mise en évidence, parallèle au gradient supposé de l'exposition [ZMIROU 1984].

La prévalence des symptômes respiratoires a été évaluée chez des enfants scolarisés autour de deux incinérateurs de boues de station d'épuration et une zone témoin de la zone côtière près de Sydney. Malgré les taux élevés constatés par les auteurs, ils n'ont pas mis en évidence de différence selon les groupes [GRAY 1994] ISD 96-14-IMP-CIT.

Aucune différence de prévalence des troubles respiratoires aigus ou chroniques, ni de concentration en particules fines et gaz acides, n'est mise en évidence entre trois communautés, avec des caractères sociodémographiques et des densités de population similaires, résidant à proximité d'un incinérateur de déchets hospitaliers pour la première, de déchets ménagers pour la seconde et de déchets liquides dangereux pour la troisième et trois communautés témoins non exposées [SHY 1995].

Les concentrations moyennes de PM₁₀ mesurées quotidiennement dans 6 zones autour d'un incinérateur de Caroline du Nord ne sont pas corrélées à l'état de santé de résidents apprécié par la mesure du débit expiratoire de pointe. Les auteurs font remarquer que la mesure de

l'exposition retenue provoque probablement une erreur de classement vis-à-vis de l'exposition réelle [LEE 1999] ISD 00-30-IMP-COM.

Afin d'étudier l'influence de la pollution industrielle sur le système régulateur de l'axe "glande pituitaire - glande thyroïde"; les taux sanguins des hormones thyroïdiennes ont été mesurés chez 341 enfants de parents non fumeurs habitant trois zones d'exposition différente ; près d'un incinérateur de déchets toxiques, dans une zone industrialisée ; une zone industrialisée mais sans incinérateur située à 20 km (1^{er} groupe témoin) ; une zone rurale (2^{ème} groupe témoin). Le groupe "exposé" présente une prévalence plus élevée de taux de triiodothyronine libre (T₃) inférieurs à la valeur de référence de 2,0 ng/l retenue par les auteurs (7,7 % contre 3,2 et 1,2 %) [OSIUS 1998] ISD 99-28-IMP-COM.

5) Limites des études transversales publiées relatives aux effets sur la santé des installations de traitement des déchets

Science d'observation, l'épidémiologie caractérise les effets des polluants dans des conditions réelles d'exposition et de modes de vie. Les importantes limites de ce type d'étude doivent en faire nuancer l'interprétation : absence de description des caractéristiques des populations (âge et sexe en particulier), emploi d'un auto questionnaire postal ne permettant aucune vérification médicale des symptômes allégués, absence de prise en compte des facteurs comme les habitudes toxiques (tabac, alcool..), les activités professionnelles ou de loisirs, indice cumulatif d'exposition sommaire souvent construit à partir de la distance, inconnue, du site au lieu de résidence et sur la quantité des déchets stockés, absence de détails sur la symptomatologie présentée en terme d'intensité, de fréquence ou de recours aux soins et manque de spécificité des symptômes recensés [DAYAL 1995] ISD 97-18-IMP-COM et 99-26-IMP-CIT.

Dans les enquêtes relatives aux effets psychosociaux, l'épidémiologie met particulièrement en évidence la difficulté à établir des liaisons simples entre d'éventuelles pollutions au voisinage des usines de traitement des déchets, leur perception par la population et leurs effets plus ou moins grands de mobilisation sociale [ELLIOT 1993] ISD 94-07-IMP-COM. Chez les résidents à proximité d'un site contaminé par les PCBs aux USA, les auteurs ont montré que la préoccupation pour le site et les préoccupations de santé sont des mesures sensibles d'une exposition environnementale. Mais la préoccupation est-elle un indicateur valide d'impact sur la santé ? [DUNN 1994] ISD 95-11-IMP-COM. Un excès de 11 % de déclarations de cancer (confirmées par les médecins traitant) a été mise en évidence chez les sujets se plaignant de la proximité du site de déchets pour des raisons de santé par rapport aux sujets sans sentiment d'exposition [KAYE 1994] ISD 95-11-IMP-COM. S'il est difficile d'isoler les effets sanitaires des toxiques à cause de la multiplicité des facteurs pouvant intervenir, des incertitudes concernant les toxiques, des temps de latence ou des déficits de soins, les auteurs relèvent

néanmoins une relation entre cancers et sites toxiques, en particulier du poumon, du gros intestin, de l'estomac et du rectum. Les relations mises en évidence sont-elles causales ? On peut penser que si les installations sont implantées en zone pauvre pour des raisons de coût et de résistance moindre, à l'inverse les minorités affluent dans ces zones pour des raisons de moindre coût du logement, voire de politique raciste dans l'État, et on peut penser que l'inégalité environnementale constatée est le produit des deux phénomènes [BROWN 1995] ISD 98-21-IMP-COM et 99-26-ANAL-COM.

Parmi les facteurs de confusion (voir glossaire) à prendre en compte, les auteurs s'accordent à reconnaître l'importance de facteurs sociodémographiques, tel le niveau de scolarité, et de certains facteurs spécifiques selon l'effet étudié. Le contrôle effectué à la fin de l'étude d'un site de retraitement d'huiles de moteurs usagées en Louisiane a montré que les témoins non exposés avaient un niveau de scolarité plus élevé que les exposés [KILBURN 1995] ISD 98-21-IMP-COM. Outre une définition de l'exposition qui semble sommaire, il aurait été nécessaire de procéder à un ajustement étant donné les différences sociodémographiques constatées entre les groupes d'enfants exposés et non exposés aux émissions d'incinérateurs près de Sydney [GRAY 1994] ISD 96-14-IMP-CIT. Chez des sujets exposés aux rejets d'une décharge de produits chimiques, seuls l'âge des sujets et le tabagisme sont pris en compte par les auteurs, alors que la fréquence des E.C.S. est affectée par beaucoup d'autres déterminants [LAURENT 1993] ISD 94-05-IMP-COM. L'augmentation du risque relatif constaté pour les maladies respiratoires et les crises d'épilepsie disparaît lorsque l'analyse prend en compte la consommation de tabac, la consommation de légumes du jardin et la source d'eau potable autour de la décharge d'une usine d'acrylique dans le New-Jersey [NAJEM 1994] ISD 96-14-IMP-COM.

La qualité et la précision de la mesure de l'exposition des sujets étudiés est très souvent un objet de discussion des études présentées. Elle peut concerner le choix des polluants étudiés, le nombre des prélèvements, les voies d'exposition retenues. L'étude de la décharge du Caire donne peu de précisions quant au nombre de prélèvements des polluants étudiés. On peut regretter l'absence de résultats concernant le CO, l'HCl et le SO₂. Il aurait également été intéressant d'étudier les microorganismes, endotoxines et *Aspergillus* qui devraient être présents en grande quantité dans l'atmosphère de la décharge [MARTH 1995] ISD 98-22-IMP-COM. Les auteurs font remarquer que la mesure de l'exposition retenue provoque probablement une erreur de classement vis-à-vis de l'exposition réelle autour d'un incinérateur de Caroline du Nord [LEE 1999] ISD 00-30-IMP-CIT. Les limites de l'étude résident dans l'absence d'appréciation de l'exposition individuelle et dans le fait que seuls sont considérés les problèmes de santé ayant donné lieu à consultation médicale et prescription. Les différences observées sont surtout attribuables à un nombre de sujets limité, très gros consommateurs de médicaments (« sujets sentinelles »), indicateurs de pollution atmosphérique car ils présentent des épisodes aigus par décompensation lors des pics de

pollution [ZMIROU 1984, SFSP 1999]. Le principal point de discussion tient à la mesure de l'exposition et à la possibilité d'une mauvaise classification des sujets. En effet aucun marqueur biologique n'a été utilisé, les produits considérés ont pu être différents selon les périodes et les personnes exposées ont pu se déplacer autour de la décharge d'une usine d'acrylique dans le New-Jersey [NAJEM 1994] ISD 96-14-IMP-COM. Dans cette étude, les autres voies d'exposition que la voie aérienne chez des sujets exposés aux rejets d'une décharge de produits chimiques ne sont pas envisagées [LAURENT 1993] ISD 94-05-IMP-COM. Cependant, l'étude comporte aussi quelques limites : l'exposition individuelle (temps passé à l'extérieur des bâtiments, au travail...) n'a pas été prise en compte dans l'analyse, la qualité de l'air n'a été mesurée que sur 35 jours consécutifs et les enfants de moins de 8 ans (partie de la population la plus sensible aux troubles respiratoires) ont été exclus de l'étude, d'où un risque de manque de représentativité. L'utilisation d'un modèle à partir des émissions conclut que moins de 3 % de la concentration en particules mesurée est attribuable aux incinérateurs, ce qui suggère la proximité d'autres sources polluantes (voitures, industries) [SFSP 1999, SHY 1995].

Les discussions présentées par les auteurs doivent s'appuyer sur une documentation large sur le sujet ce qui permet une argumentation de qualité. La méthodologie employée est correcte, mais on peut regretter une discussion trop courte, et un argumentaire basé sur une revue bibliographique insuffisante [KHARRAZI 1997] ISD 99-27-IMP-COM. Les discussions porteront quelquefois sur des points particuliers. Les lacunes de l'étude tiennent essentiellement au fait qu'elle n'avait pas été prévue au départ pour ce suivi d'enfants vivant à proximité de deux sites belges pollués par des dépôts illégaux de résidus chimiques [KLEMANS 1995] ISD 98-22-IMP-COM et 99-26-IMP-COM.

b) Les investigations de « cluster »

Peu d'étude relative aux investigations épidémiologiques de cas de cluster font l'objet de publication dans le domaine des déchets industriels et des sites contaminés. Du fait d'un excès apparent des cancers de la vessie à Phoenixville, l'incidence figurant sur le registre des cancers de Pennsylvanie durant la période 1988-1989 est comparée à celle de la période 1984-1985. Aucune augmentation nette n'est mise en évidence. Cependant, un excès existe chez les hommes blancs par rapport au reste de l'État. Une fréquence élevée d'exposition professionnelle à des cancérogènes de la vessie et au tabac est notée chez les cas. Peu de renseignements ont été obtenus quant à l'alimentation en eau des sujets [BALBUS-KORNFELD 1992].

c) Les études cas-témoins

1) Dans le cas de sites de stockage de déchets

En utilisant le registre des malformations congénitales de l'État de New-York et les données du programme de l'inspection des sites à risque, les auteurs apprécient si le fait de résider à proximité d'un site de déchets toxiques augmente le risque de donner naissance à un enfant malformé. Les témoins ont été sélectionnés sur les certificats de santé de l'État. Les résultats suggèrent une augmentation de 12 % du risque d'avoir un enfant malformé pour les mères résidant à moins d'un mile d'un site de déchets dangereux [GESCHWIND 1992] ISD 93-01-IMP-COM.

Les cas de mères de nouveaux-nés de petit poids de naissance (< 2,500 kg) ont été comparés à des mères témoins. Aucune relation n'a été mise en évidence par les auteurs [SOSNIAK 1994] ISD 95-09-IMP-COM.

Des femmes vivant durant leur grossesse à proximité d'une décharge municipale de produits solides à Montréal ont présenté un excès de risque d'avoir des enfants de petit poids de naissance par rapport à des femmes vivant dans des zones de référence non exposées mais de caractéristiques socio-démographiques similaires (OR ajusté = 1,20 pour 1 107 cas exposés, IC 95% [1,04-1,39]). Dans cette étude, les auteurs ne peuvent conclure à une liaison entre l'exposition des mères aux biogaz et les petits poids de naissance, d'autant que l'augmentation de risque trouvée est très modérée [GOLDBERG 1995] ISD 97-17-IMP-COM. Sur le même site de Miron-Quarry au Québec, les auteurs ont étudié le risque de cancer selon la proximité au site dans la population des hommes de l'enquête cas-témoins précédente. Selon eux, le risque est élevé pour les cancers du pancréas, du foie et de la prostate dans la zone d'exposition proche du site (les valeurs de risque ne sont cependant pas significatives) [GOLDBERG 1999].

La probabilité d'exposition à des polluants présents dans des sites de déchets dangereux a été établie par interview chez 259 sujets atteints de maladies rénales et chez 259 sujets non atteints, tous habitants de comtés de l'Etat de New-York. L'analyse a consisté à comparer la distance de résidence des sujets par rapport aux sites de stockage de déchets et leur probabilité d'exposition aux solvants et aux métaux. Pour chaque secteur, selon l'historique des sites, des données d'échantillonnage et des rapports d'autres enquêtes sur le site, la probabilité d'exposition de chaque résidence a été considérée comme forte, moyenne, faible ou inconnue. Aucun résultat significatif n'a été trouvé dans l'association entre la survenue d'une maladie rénale, le fait de résider à plus ou moins d'un mile d'un site (risque augmenté de 1,4 [intervalle de confiance à 95 % de 0,92 - 2,11]), une durée de résidence supérieure ou inférieure à 12 ans à moins d'un mile d'un site (risque augmenté de 1,76 [IC : 0,93 - 3,33]) ou

une probabilité d'exposition forte ou moyenne (risque augmenté de 1,6 [IC : 0,63 - 4,09]) [HALL 1996] ISD 99-26-IMP-CIT.

Deux études ont été conduites en Californie utilisées pour tester l'hypothèse selon laquelle le fait pour une mère de résider à proximité d'une décharge de produits toxiques augmenterait le risque de malformation chez ses enfants. L'information sur le lieu de résidence des mères de 507 enfants présentant un défaut de fermeture du tube neural (DFTN) et de 517 témoins, de 201 enfants atteints de cardiopathies cono-truncales (CCN), de 439 enfants porteurs d'une fente palatine (FP) et de leurs 439 témoins a été collectée lors d'entretiens avec les mères. Alors que les risques de malformation ne sont pas augmentés pour les enfants de mères résidant dans les unités de recensement contenant un site, le risque est accru dans un périmètre de 400 m autour de l'un des sites de la "liste de priorités nationale" des USA pour les DFTN (OR=2,1 [0,6-7,6]) et les CCT (OR=4,2 [0,7-26,5]). Pour les femmes vivant dans un périmètre de 1600 m autour des sites, des risques relatifs supérieurs ou égaux à 2 ont été mesurés [CROEN 1997] ISD 99-26-IMP-COM.

Le risque pour une mère résidant à proximité d'une décharge de produits chimiques de faire des enfants de petit poids de naissance est testé à partir des certificats de naissance collectés pendant 25 ans autour de la décharge de Lipari (New-Jersey) fermée depuis 1971. Les auteurs ont considéré que la période d'exposition la plus intense se situait entre 1971 et 1975, et c'est pour cette tranche précisément qu'ils ont trouvé une diminution significative des poids de naissance et des âges gestationnels, diminution qu'ils n'ont pas pu attribuer à d'autres facteurs [BERRY 1997] ISD 99-26-IMP-COM.

Afin d'étudier les anomalies congénitales non chromosomiques observées chez les nouveau-nés de femmes vivant à proximité de sites d'enfouissement de déchets, 21 sites de déchets industriels présents sur l'aire de couverture de 7 registres régionaux de malformations congénitales ont été sélectionnés en Europe (Étude EUROHAZCON). Tous les types de malformations congénitales enregistrées entre 1982 (pour les registres les plus anciens) et 1994 (exceptée celles liées à une anomalie chronique) ont été pris en compte. L'analyse des relations entre le lieu de résidence et les anomalies congénitales a concerné 1 089 cas et 2 366 témoins. Globalement, le risque de malformations congénitales lorsque la mère a habité à moins de 3 kms d'un site d'enfouissement de déchets industriels est significativement supérieur à 1 (OR=1.33 [1.11-1.59]) mais il est très variable d'un site (et d'un pays) à l'autre. 6 types de malformations sont particulièrement associées à un risque supérieur à 1. Il existe une relation significativement décroissante entre la distance d'habitat par rapport aux sites et les malformations congénitales observées. [DOLK 1998] ISD 99-25- EDITO et ISD 99-26-IMP-COM.

2) Dans le cas d'incinérateurs de déchets

Au Royaume-Uni, la survenue des cancers du larynx et du poumon a été étudiée autour de 10 incinérateurs, dont un incinérateur de déchets de solvants et de pétrole autour duquel un regroupement de cas de cancers du larynx avait été observé. Les auteurs concluent à l'absence de relation entre l'exposition mesurée par la distance à l'incinérateur et les cancers du larynx [ELLIOTT 1992] ISD 93-00-IMP-COM.

Afin de confirmer des résultats antérieurs indiquant une relation entre le risque de cancer du poumon et un lieu de résidence proche d'une source de pollution atmosphérique (chantier naval, incinérateur, fonderie et centre-ville), les auteurs utilisent une méthode sophistiquée d'analyse statistique des corrélations spatiales dans une étude cas-témoins sur 755 paires d'hommes décédés entre 1979 et 1986 dans la province de Trieste. Les indicateurs d'exposition à deux sources de pollution demeurent significativement associés au risque d'être décédé d'un cancer du poumon : la distance au centre-ville et à l'incinérateur, avec un gradient décroissant, plus fort dans le cas de l'incinérateur, lorsque la distance croît. L'analyse statistique proposée paraît fort pertinente pour étudier la corrélation spatiale entre une ou des source(s) de nuisance et un statut de santé. A noter que la période 1979-1986 correspond à des expositions antérieures à 1970 voire 1960, période où les dangers liés à l'activité des incinérateurs étaient sans doute plus grands qu'avec les installations modernes [BIGGERI 1996] ISD 98-21-PROC-COM.

3) Limites des études cas-témoins publiées relatives aux effets sur la santé des installations de traitement des déchets

Ces résultats, peu nombreux présentent un certain nombre de limites méthodologiques inhérentes à toutes études en conditions réelles de vie. S'y ajoutent d'autres insuffisances particulières à certaines études. Ainsi, l'absence de description des caractéristiques des incinérateurs (date de mise en service, type de déchet incinérés, ...), la proximité de sources concomitantes, l'absence de prise en compte des données de vent, et surtout l'appréciation de l'exposition sur la seule distance par rapport à l'installation sont autant de sources potentielles d'erreurs qui ne sont pas maîtrisées. On peut également ajouter la qualité des registres de cancers qui ne sont pas forcément exhaustifs, le délai de 10 ans maximum considéré entre le début de l'exposition et l'apparition du cancer, délai qui est faible pour des tumeurs solides [ELLIOTT 1992] ISD 93-00-IMP-COM.

La limite que tous les auteurs s'accordent à souligner tient à la définition de l'exposition retenue dans toutes ces études. Elle est en effet le plus souvent sommaire et basée sur la seule notion de distance à la source de pollution [GESCHWIND 1992, ELLIOTT 1992, SOSNIAK 1994] ISD 93-01-IMP-COM, ISD 93-00-IMP-COM, ISD 95-09-IMP-COM. Dans cette étude de résidents au voisinage de sites de stockage de déchets, les données sur les sites sont incomplètes et l'estimation de l'exposition des sujets est sommaire [HALL 1996] ISD 99-26-

IMP-CIT. Alors que l'analyse de la corrélation spatiale avec l'incinérateur -source ponctuelle- paraît suffisamment fondée, on peut s'interroger sur la validité de l'indicateur distance au centre ville, si l'hétérogénéité de la distribution spatiale de la pollution automobile est marquée. Si d'autres sources locales ou diffuses coexistent avec l'incinérateur, la distance à celui-ci est un indicateur indirect d'exposition à un environnement pollué complexe [BIGGERI 1996] ISD 98-21-PROC-COM.

La non prise en compte de facteurs de confusion est une limite mise en avant dans certaines études. On regrettera que la catégorie sociale (activité, niveau d'instruction) n'ait pas été prise en compte en tant que facteur de confusion potentiel [BIGGERI 1996] ISD 98-21-PROC-COM. N'ayant pu exclure les femmes qui avaient eu des avortements spontanés ou celles qui avaient présenté des pathologies à risque telles que toxémie gravidique, infection urinaire ou pathologie placentaire, et n'ayant pu tenir compte de la consommation de tabac ou de la prise excessive de poids, les auteurs ne peuvent conclure à une liaison entre l'exposition des mères aux biogaz et les petits poids de naissance, d'autant que l'augmentation de risque trouvée est très modérée [GOLDBERG 1995] ISD 97-17-IMP-COM.

Il s'agit de l'un des meilleurs articles consacrés à l'étude du risque de survenue de malformations dans un environnement potentiellement toxique. Seules des mesures plus précises de l'exposition, pratiquées de manière prospective, permettraient d'aller plus loin dans ce genre d'étude [CROEN 1997] ISD 99-26-IMP-COM.

Le protocole de l'étude est bien construit, et même si les auteurs n'ont pas été en mesure de prendre en compte tous les facteurs de confusion potentiels, une analyse indirecte de ces facteurs conduit à considérer les résultats comme valides [BERRY 1997] ISD 99-26-IMP-COM.

Cependant, bien qu'il s'agisse d'une étude sérieuse, dont les auteurs sont tous de réputation établie, plusieurs questions restent en suspens, qui ne permettent pas de conclure à une association causale ni de généraliser les résultats à tous les sites de traitement de déchets. La mesure de la relation dose-effet est une mesure de distance et non une mesure de l'exposition réelle à un ou des produits : il s'agit donc d'une approche très indirecte qui a pu aboutir à des erreurs de classement des mères (qui a sans doute fait perdre de la puissance à l'étude). On peut se demander si les sites choisis ne sont pas exclusivement des sites connus comme étant effectivement très pollués (comme c'est le cas du site français). Une description des sites et une information sur les niveaux de pollution observés alentour auraient été appréciées (Il semble que ce sera fait dans un autre article) afin de ne pas généraliser les résultats à tous les sites de traitement de déchets [DOLK 1998] ISD 99-25- Edito et ISD 99-26-IMP-COM.

d) Les études de cohorte

1) Dans le cas de sites de stockage de déchets

La décharge d'ordures ménagères (OM) de " Miron Quarry " sur l'île de Montréal a accueilli environ 36 millions de tonnes d'OM et de déchets industriels depuis 1968. 100 000 personnes vivent dans l'immédiate proximité. Les cas de cancers ont été recueillis auprès du registre des cancers de Montréal. Les populations, issues des recensements de 1981 et 1986, ont été définies en fonction de leur zone d'habitation (non exposée de référence, faiblement, moyennement, fortement exposée hors vent et fortement exposée sous le vent). Les pourcentages d'enfants ou de personnes âgées, de locataires, de familles nombreuses, de francophones et celui des personnes de race noire ont été pris en compte lors des comparaisons entre zones exposées et non exposées. Chez les femmes, des excès significatifs ont été observés pour le cancer de l'estomac et le cancer du col utérin sans qu'il y ait de cohérence avec la zone d'exposition. Chez les hommes, un excès significatif et cohérent avec la zone d'exposition est constaté pour les cancers du foie et de l'estomac et à un moindre niveau pour le poumon. Les excès pour le foie et le poumon sont en cohérence avec les produits présents sur le site en particulier le chlorure de vinyle provenant de la décomposition des P.V.C. Un excès significatif de cancer de la prostate est observé dans la zone de forte exposition hors vents dominants [GOLDBERG 1995] ISD 97-17-IMP-COM et 99-26-IMP-COM.

Les taux d'incidence des cancers entre 1972 et 1991 dans une zone de 3 à 4 km autour d'un site d'enfouissement des déchets ménagers et industriels près de Sydney, ont été comparés à ceux de la population générale. Les tumeurs du système lymphohématopoïétique, les tumeurs du cerveau, du poumon et du larynx apparaissent en excès pour la population exposée [WILLIAMS 1998] ISD 99-26-IMP-CIT.

2) Dans le cas d'incinérateurs de déchets

Soixante douze incinérateurs de Grande Bretagne, soumis à un contrôle réglementaire de pollution, ont été retenus pour cette étude qui utilise le recensement de la population de 1981 et les données d'incidence des cancers du " Small Area Health Statistics Unit ". L'analyse permet de distinguer les cas de cancer en fonction de la distance du lieu de résidence à l'incinérateur le plus proche (moins de 3 ou de 7,5 km). 14 millions de personnes sont concernées sur une période d'observation de 13 ans. Cette étude suggère une fréquence accrue de cancer, particulièrement du foie et des poumons, au voisinage d'incinérateurs. Les excès de risque significatifs mais faibles observés sont compris entre 1,05 pour les cancers du sang et 1,29 pour les cancers du foie. L'auteur signale que des excès de même ampleur existaient déjà, dans les mêmes zones géographiques, avant l'ouverture des U.I.O.M,

suggérant une origine complexe, socioprofessionnelle de cette morbidité [ELLIOTT 1996] ISD 97-17-IMP-COM.

3) Limites des études de cohorte publiées relatives aux effets sur la santé des installations de traitement des déchets

Les rares études présentées pointent les mêmes limites qui portent sur l'absence de mesure quantifiée de l'exposition et l'absence de prise en compte de facteurs de confusions.

Les auteurs discutent plusieurs faiblesses de l'étude comme l'absence de mesure quantifiée de l'exposition des populations malgré son intérêt liée à sa puissance. Par ailleurs on ne sait pas depuis quand elles résident là. Les facteurs de confusion alcool et tabac n'ont pas pu être pris en considération. Alors qu'il n'est pas possible d'accepter les résultats de l'étude comme démonstratifs d'un risque de cancer, les auteurs font justement remarquer que le nombre important de personnes exposées justifie d'approfondir la question [GOLDBERG 1995] ISD 97-17-IMP-COM et 99-26-IMP-COM.

Les auteurs soulignent les limites de leur étude, comme l'absence de données d'exposition des sujets et les possibles erreurs de diagnostic des certificats de décès. Un effet de confusion relatif aux caractéristiques socio-économiques n'est pas exclu par les auteurs [ELLIOTT 1996] ISD 97-17-IMP-COM.

Aucun facteur de confusion des cancers du poumon n'est pris en compte dans cette étude. Aucune information sur les polluants stockés sur le site ni sur la contamination environnementale n'est donnée. Il n'est pas non plus présenté d'essai d'analyse de la relation dose-réponse (durée de résidence, distance au site...), ce qui réduit considérablement l'intérêt de ce travail [WILLIAMS 1998] ISD 99-26-IMP-CIT.

e) Conclusions sur les études épidémiologiques relatives aux installations de traitement des déchets

Malgré leur nombre et la variété des situations observées, les études présentées sont en proportion inverse de leur intérêt épidémiologique. Les études transversales dont on connaît les limites importantes et la faible influence dans la mise en évidence des relations causales entre un facteur de risque et un effet sanitaire sont de très loin les études les plus fréquemment montées. De nombreux facteurs expliquent ce constat. Ce sont notamment la moindre difficulté technique, la moindre durée et le moindre coût de ce type d'étude.

Les études cas-témoins et les études de cohortes qui présentent plus de garanties pour étudier les relations causales entre une exposition et une maladie, sont encore trop rares.

De plus la qualité de ses études souffrent bien souvent du manque de moyens dont leurs auteurs ont bénéficié dans la conception et l'élaboration du protocole afin de pouvoir prendre en compte les principaux facteurs de confusion et utiliser une caractérisation de l'exposition suffisamment sophistiquée.

De ce fait, les études épidémiologiques conduites permettent rarement de trancher de manière totalement assurée en matière d'effets et de risques encourus par les populations résidant autour de ces installations. Sauf lorsque la nuisance était massive, aucune augmentation du risque de pathologies, cancéreuses ou non, n'a pu être mise en évidence de manière probante, ou lorsqu'elle existe, elle est faible et ne peut être attribuée de façon certaine à la proximité d'une installation. Des troubles respiratoires ont parfois été associés aux émissions d'U.I.O.M., mais il s'agit, dans la littérature, d'anciennes installations. La coexistence de plusieurs sources polluantes dans le même secteur et la caractérisation de l'exposition par la simple mesure de la distance à l'installation en sont les deux principales limites. Il apparaît ainsi que l'approche épidémiologique se heurte à des limites méthodologiques qui peuvent la rendre inopérante lorsque les risques, s'ils existent, sont modestes, différés, et concernent des populations de taille réduite.

Il s'agit d'une voie de recherche pour l'épidémiologie environnementale que d'améliorer la prise en compte des expositions des populations, à l'exemple des études épidémiologiques menées en milieu professionnel qui ont fait progresser la précision de leurs conclusions en prenant mieux en compte l'exposition des travailleurs, mais finalement cette limite n'est-elle pas la même que pour les études de risque ?