

Incinérateurs et santé



Recommandations concernant les études épidémiologiques visant à améliorer la connaissance sur les impacts sanitaires des incinérateurs.

Département Santé Environnement.

Composition du groupe de travail :

Nathalie Bonvallot (InVS-DSE)

Marc Colonna (Registre des cancers de l'Isère)

Cécile Chevrier (INSERM)

Sylvaine Cordier (INSERM)

Hélène Desqueyroux (ADEME)

Pascal Fabre (InVS-DSE)

Emmanuelle Fourme (InVS-DMCT)

Nadine Fréry (InVS-DSE)

Sébastien La Vieille (AFSSA)

Alain Le Tertre (InVS-DSE)

Joëlle Le Moal (DGS-SD7)

Martine Ledrans (InVS-DSE) : coordination

Philippe Quénel (InVS-DSE)

Sylvie Rey (CIRE Rhône Alpes Auvergne)

Claire Schvoerer (CIRE Ouest)

Florence Suzan (InVS-DMCT)

Jean François Viel (Université de Besançon)

Denis Zmirou (Faculté de Médecine, Université de Nancy)

Les réflexions du groupe ont bénéficié d'un important travail bibliographique mené par le Réseau Santé Déchets à la demande de l'InVS concernant les effets sanitaires. Ce travail dont de larges extraits sont introduits dans ce rapport a été réalisé par Philippe Thoumelin.



INSTITUT DE
VEILLE SANITAIRE



Résumé

Ce groupe de travail avait pour mission de proposer des axes de recherche, notamment épidémiologiques, sur les impacts sanitaires des populations résidant à proximité d'usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM). Dans ce cadre, l'objectif opérationnel a consisté à identifier les études épidémiologiques de portée nationale qui pourraient rapidement être mises en œuvre pour améliorer la connaissance sur les impacts sanitaires des UIOM.

Le travail a porté sur les effets sanitaires pour lesquels la réponse à la demande sociale des pouvoirs publics est la plus difficile du fait des incertitudes scientifiques persistantes. Ces incertitudes concernent la réalité et l'importance des liens entre l'exposition aux polluants rejetés par les incinérateurs et la survenue d'évènements sanitaires, en particulier vis à vis de populations particulièrement sensibles (période néonatale) et/ou en cas de bioaccumulation avérée dans l'organisme (cas des dioxines).

L'identification de ces effets sanitaires a été réalisée au travers d'une première recherche bibliographique établie sur la base du rapport de la Société Française de Santé Publique (SFSP) et d'une recherche fournie par le Réseau Santé Déchets (RSD) au travers de trois approches : toxicologique, épidémiologique, évaluation de risques.

Les effets sanitaires identifiés en conséquence sont :

- les cancers : de l'adulte et de l'enfant, tumeurs solides (en particulier : foie, tissus mous, peau) et hémopathies malignes (en particulier : leucémies, lymphomes non hodgkiniens) ;
- les effets sur la reproduction (en particulier les malformations congénitales).

Une recherche bibliographique (Medline 1985-2002) et l'identification d'une étude française en cours ont permis de sélectionner douze études épidémiologiques ayant déjà étudié les effets sélectionnés autour d'incinérateurs :

- six sur le risque de cancer et six sur le risque d'effets sur la reproduction ;

Pour chacune, une synthèse rassemblant le contexte de l'étude, ses objectifs, ses résultats et ses limites a été établie. Leur analyse a mis en évidence les limites principales de ces études : expositions multiples et à faibles doses, effets non spécifiques et multifactoriels dont certains sont chroniques, à latence longue et quand ils existent, des risques faibles.

En conséquence et en termes de méthodes, il est proposé une stratégie comportant deux phases successives : la première de type « étude d'incidence », la seconde de type analytique si le sens et la force de l'association mesurée par un indicateur approprié étaye l'hypothèse d'un excès de cas ; la pertinence du passage d'une phase à l'autre étant établie par un groupe scientifique. L'évènement de santé choisi pour l'étude d'incidence peut être soit la survenue de cas, soit la survenue de décès (pour les cancers). Un protocole multicentrique est recommandé pour augmenter la puissance des analyses. Certains points particuliers devront être approfondis (contrôle des facteurs de confusion, amélioration des mesures d'exposition, choix des outils statistiques).

Des recommandations spécifiques sont formulées pour les études sur les cancers d'une part, les effets sur la reproduction d'autre part.

- Pour des raisons de faisabilité, douze départements français comportant un registre de cancer ont été identifiés comme éligibles pour des études sur le cancer de l'adulte. La modélisation de la dispersion de la pollution autour des UIOM est proposée pour établir la base géographique d'un regroupement éventuel de cas. Au terme de ces premiers travaux, la pertinence de poursuivre les travaux par une ou plusieurs études analytiques sera étudiée,
- Par ailleurs, le groupe se félicite de la poursuite de l'étude des malformations congénitales autour des incinérateurs. En effet, une étude cas témoins en vue de confirmer le rôle conjoint des expositions aux

rejets d'UIOM et du trafic automobile sur la survenue de malformations urinaires va être mise en œuvre au décours d'une étude géographique récente des taux de malformations congénitales autour des 70 incinérateurs de la région Rhône-Alpes.

Des perspectives concernant d'autres travaux sont également identifiées (études sur les processus de maturation sexuelle, études en milieu professionnel). Des précisions sont apportées concernant la réflexion à poursuivre sur la mise en œuvre d'une surveillance des populations riveraines des UIOM.



Liste des abréviations

ADELFF : Association Des Epidémiologistes de Langue Française

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

CALUX : Chemically activated luciferase expression (dénomination d'un essai d'activation in vitro des récepteurs Arh de cellules permettant de quantifier les composés dioxin-like présents dans des prélèvements biologiques)

CNIL : Commission Nationale de l'Informatique et des Libertés

CO : Monoxyde de Carbone

COV : Composés Organiques Volatils

CPP : Comité de la Prévention et de la Précaution

CSP : Catégorie Socio-Professionnelle

DGS : Direction Générale de la Santé (Ministère chargé de la Santé)

DJA : Dose Journalière Admissible

DL : Composés « Dioxin-Like »

DRIRE : Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

INRETS : Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité

INSEE : Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques

INSERM U435 : Institut National de la Santé et de la Recherche Médicale - Unité 435

InVS : Institut de Veille Sanitaire

ISCT : International Society for Cleaning Technicians

I-TEQ : International-Toxic Equivalent

LNH : Lymphomes Non Hodgkiniens

MC : Malformations Congénitales

MEDD : Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable

NRC : National Research Council

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

PCB : PolyChloroBiphényles

PCDD/F : PolyChloroDibenzoDioxines / PolyChloroDibenzoFuranes

RR : Risque Relatif

RSD : Réseau Santé Déchets

SFSP : Société Française de Santé Publique

SIR : Ratio d'Incidence Standardisée

SMR : Ratio de Mortalité Standardisé

STM : Sarcome des Tissus Mous

UIOM : Usine d'Incinération d'Ordures Ménagères

US-EPA : United States Environmental Protection Agency

VTR : Valeur Toxicologique de Référence



Sommaire

1 Introduction	9
1.1 Contexte environnemental et social des incinérateurs.....	9
1.2 Des recommandations de recherche déjà émises	9
1.3 Une démarche nationale d'expertise.....	10
2 Objectifs du groupe de travail	11
3 Démarche poursuivie par le groupe	13
4 Etat des connaissances concernant les effets sanitaires des émissions des incinérateurs d'ordures ménagères	15
4.1 Introduction.....	15
4.2 Les effets mutagènes des émissions des UIOM rapportés dans les études toxicologiques	15
4.3 Les effets sanitaires des émissions des UIOM rapportés par les études épidémiologiques	16
4.3.1 Les études en population générale	16
4.3.2 Les études chez les travailleurs.....	18
4.4 Les conclusions apportées par les évaluation des risques	19
4.4.1 Le travail de synthèse de la SFSP en 1999.....	19
4.4.2 Le travail de synthèse de l'académie des Sciences aux Etats Unis en 1999.....	20
4.4.3 Les enseignements des études les plus récentes	21
4.5 Quelques enseignements pour les études à venir.....	21
5 Choix des effets sanitaires à étudier en priorité	23
6 Analyse des méthodes épidémiologiques mises en oeuvre sur les effets sanitaires cibles	25
6.1 Introduction.....	25
6.2 Le risque de cancer en population générale.....	25
6.2.1 Pollution atmosphérique et cancer du poumon à Trieste en Italie	25
6.2.2 Mortalité des populations vivant auprès de multiples sources de pollution atmosphérique	26
6.2.3 Incidence des cancers au voisinage des UIOM en Grande Bretagne.....	26
6.2.4 Incidences des STM et des LNH autour de l'UIOM de Besançon	27
6.2.5 Incidence des cancers de l'enfant liés aux incinérateurs et aux sites de stockage des déchets toxiques	28
6.2.6 Etude de la relation entre l'incidence des LNH et l'exposition à l'UIOM de Besançon	29

6.3 Les effets sur la reproduction en population générale	30
6.3.1 Naissance de jumeaux chez les populations exposées aux émissions des UIOM en Ecosse....	30
6.3.2 Survenue des fentes palatines et dioxines émises par les UIOM en Suède.	31
6.3.3 Baisse du ratio des sexes dans les zones influencées par les émissions d’UIOM en Ecosse....	31
6.3.4 Etude de clustering des naissances de jumeaux en Suède.....	32
6.3.5 Maturation sexuelle et UIOM dans la région d’Anvers.....	33
6.3.6 Risque d’anomalies congénitales autour des UIOM.	33
6.4 Discussion générale et perspectives pour les études à venir	35
6.4.1 Les principales limites mises en relief par l’analyse des études existantes.....	35
6.4.2 Perspectives pour les études à venir.....	36
7 Recommandations pour l’étude des cancers	37
7.1 Populations d’étude	37
7.1.1 Sélection des départements selon l’existence d’un registre.....	37
7.1.2 Cas spécifiques des registres nationaux.....	37
7.2 Recueil des informations sur les UIOM à inclure dans l’étude	39
7.3 Méthode pour la mesure de l’exposition	39
7.3.1 Estimation des émissions par les UIOM.....	39
7.3.2 Modélisation de la dispersion de la pollution autour des incinérateurs.....	39
7.3.3 Seuil d’exposition.....	40
7.3.4 Définition des zones exposées et des zones non exposées.....	40
7.4 Autres indicateurs à inclure dans l’analyse	41
7.5 Analyse statistique des données	41
7.5.1 Comparaisons géographiques et temporelles :	41
7.5.2 Analyse de régression écologique multivariée.....	41
7.5.3 Enquête cas/témoins.....	41
7.5.4 Autres extensions de l’étude.....	42
7.6 Organisation de l’étude, délais et moyens nécessaires	42
8 Recommandations pour l’étude des effets sur la reproduction	43
8.1 Poursuite des études sur les malformations congénitales	43
8.2 Pertinence d’investiguer d’autres effets	43
9 Perspectives pour d’autres travaux et la poursuite de la démarche	45
9.1 Les études en milieu professionnel	45
9.2 Quelle surveillance sanitaire pour les riverains	45
9.3 Lymphomes et dioxines	45
10 Liste des références	47
11 Annexe	51

1. Introduction

1.1 Contexte environnemental et social des incinérateurs

L'incinération a concerné en France 11,4 millions de tonnes d'ordures ménagères et assimilés en 2000 (Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie – ADEME – Inventaire des installations de traitement des déchets ménagers et assimilés, 2000). Le parc d'incinérateurs, qui compte aujourd'hui 123 unités conformes à l'arrêté du 25 janvier 1991 (recensement du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable – MEDD – au 06 janvier 2003), a subi d'importantes modifications ces dernières années avec la construction d'installations neuves, la mise en conformité d'installations existantes et la fermeture d'un grand nombre d'installations anciennes. En effet, on comptait en 1998 environ 300 usines d'incinération d'ordures ménagères (UIOM), pour des quantités incinérées globalement identiques à aujourd'hui.

Toutefois, même s'il n'y a plus aujourd'hui en France d'UIOM particulièrement vétustes, nombreuses ont été celles dont l'obsolescence manifeste les a rendu dans le passé responsables d'émissions importantes de polluants. La persistance de certains d'entre eux (notamment dioxines, métaux) dans l'environnement peut entraîner, à long terme, des effets néfastes sur la santé des populations résidant à proximité.

Cette technique de traitement des déchets suscite actuellement de nombreuses craintes de la part du public. La mise en conformité réglementaire et les nombreux travaux de recherche ont permis d'apporter des éléments de réponse aux interrogations légitimes de la population sur les risques sanitaires encourus. Cependant, de nombreux doutes subsistent et chaque nouvelle étude relance le débat sur la nature et l'importance de ces risques. Aussi, bien que le questionnement local ne soit pas toujours clairement défini, il ressort souvent une forte demande de mise en place d'études sanitaires, notamment épidémiologiques.

A titre d'exemple, parmi les nouveaux travaux de recherche, l'équipe du Professeur J.F. Viel publiait en juillet 2000 dans l'*American Journal of Epidemiology* (1) une étude sur des « agrégats de sarcomes des tissus mous (STM) et de lymphomes non hodgkiniens (LNH) autour d'une usine d'incinération d'ordures ménagères émettant des teneurs en dioxines élevées ». Les auteurs concluaient à un excès de STM et de LNH entre 1980 et 1995 aux environs de l'usine d'incinération de Besançon ayant émis dans l'atmosphère des concentrations de dioxines allant jusqu'à 16,3 ng I-TEQ/m³, sans pour autant établir formellement de lien de causalité entre les excès de cas de cancers et ces concentrations élevées. Cette publication, et les relais dont elle a bénéficié de la part d'associations opposées à l'incinération, a engendré une multiplication du nombre des saisines relatives à l'impact sanitaire des UIOM sollicitant, notamment, la mise en place d'études de même nature sur d'autres sites.

1.2 Des recommandations de recherche déjà émises

Au cours des dernières années, de nombreuses institutions ont émis des recommandations, notamment en termes de recherche sur les expositions et les impacts sanitaires dus aux incinérateurs. En 1999, la Société Française de Santé Publique (2) publiait un travail d'évaluation des risques sanitaires encourus par les populations exposées aux émissions des incinérateurs. A l'issue de ce rapport, elle émettait les recommandations suivantes :

- **privilégier les mesures à l'émission** et un système de déclaration qui distingue certains composés judicieusement choisis, améliorer l'utilisation de telles mesures en assurant une **transparence** et une **actualisation** des données ;
- engager des programmes de **mesures de polluants systématiques** ;
- **améliorer la connaissance des expositions** ;

- réfléchir à une **surveillance** épidémiologique des populations riveraines des UIOM ;
- faire respecter la **réglementation**.

Ces recommandations sont très similaires à celles, spécifiques aux dioxines, émises en 1998 par le CPP et la Commission Européenne.

Dans ce contexte, la DGS a demandé à l'InVS d'étudier la pertinence et la faisabilité d'une étude épidémiologique semblable à celle réalisée par le Pr JF. Viel, afin de déterminer les risques encourus par les populations résidant à proximité des UIOM. De façon plus générale, elle a demandé à ce que l'InVS formule des recommandations sur les recherches épidémiologiques à mener au niveau national et élabore des outils méthodologiques pour améliorer la prise en charge locale des demandes d'investigation autour d'un incinérateur.

1.3 Une démarche nationale d'expertise

L'analyse des différentes situations qui ont sollicité les autorités sanitaires ces dernières années fait ressortir deux points essentiels : le premier est la difficulté de clarifier le questionnement de la population locale ; le deuxième est la diversité des signes d'appel, qu'ils soient de nature environnementale ou sanitaire. Inéluctablement, la conclusion est une demande forte de mettre en place une ou plusieurs études pour évaluer l'impact sanitaire dans les populations concernées par la pollution générée par l'activité des incinérateurs.

Les autorités sanitaires n'ont pas forcément l'ensemble des éléments à leur disposition pour gérer la situation avec l'efficacité souhaitée. Cette analyse a conduit l'InVS à proposer la mise en place de trois groupes de travail dont les missions sont les suivantes :

Groupe 1 : rédiger un guide sur la conduite à tenir lors d'une demande d'investigation sanitaire autour d'une installation d'incinération ;

Groupe 2 : étudier la faisabilité d'une étude d'exposition aux dioxines à travers le dosage dans les liquides biologiques.

Groupe 3 : proposer des axes de recherche, notamment épidémiologiques, sur les impacts sanitaires des populations résidant à proximité des incinérateurs.

Le présent document répond à la troisième mission.



2. Objectifs du groupe de travail

L'objectif général est de :

- proposer des axes de recherche sur les impacts sanitaires des émissions des incinérateurs sur les populations résidant à proximité.

Il est rappelé que l'ensemble de la démarche a été initiée afin de pouvoir répondre aux questionnements sanitaires qui émergent des situations locales. Dans un premier temps, le groupe se propose donc de poursuivre l'objectif opérationnel suivant :

- **identifier les études épidémiologiques de portée nationale qui pourraient être rapidement mises en œuvre pour améliorer la connaissance sur les impacts sanitaires des incinérateurs.**

A l'issue des travaux menés par les trois groupes, un bilan sera fait des autres axes de recherche identifiés (qui concerneront d'autres champs que l'épidémiologie) et s'il y a lieu un travail complémentaire sera effectué pour expliciter ces axes par un groupe de travail ad hoc.



3. Démarche poursuivie par le groupe

Dans le but d'actualiser les connaissances bibliographiques relatives à l'impact sanitaire des UIOM, l'Institut de veille sanitaire (InVS) a demandé au Réseau Santé Déchets (RSD) de procéder à une recherche bibliographique et à la présentation des études publiées depuis la parution du rapport de la Société Française de Santé Publique (SFSP) (2). Une synthèse des principales connaissances rapportées par ce travail et par le rapport de la SFSP **est présentée au chapitre 4.**

La synthèse des connaissances bibliographiques a conduit le groupe à sélectionner les effets sanitaires sur lesquels il apparaissait pertinent d'orienter les études à venir. Le groupe a décidé de s'intéresser aux effets liés aux émissions dans leur globalité en se focalisant sur les effets sanitaires pour lesquels les impacts sanitaires des UIOM ne sont pas précisément établis. En effet, pour les polluants dont les effets sont qualifiés et quantifiés, comme ceux du plomb par exemple, le groupe estime que les autorités peuvent sans attendre les résultats de travaux supplémentaires prendre des mesures pour réglementer et réduire l'exposition des populations à des niveaux acceptables pour la santé. De même, il devrait être d'ores et déjà possible de communiquer sur la base des connaissances scientifiques. Le **chapitre 5** présente les effets retenus *in fine*.

Une revue des études épidémiologiques menées en population générale et qui ont investigué les effets sanitaires sélectionnés au chapitre précédent a été effectuée au **chapitre 6**. L'objectif était d'en décrire le contexte, les méthodes utilisées, les résultats obtenus, les limites et avantages de telles études et la possibilité de leur transposition pour une étude française.

Sur la base d'une discussion générale des méthodes et du contexte français dans lequel se présentent les possibilités de recueillir des informations documentant l'exposition aux émissions actuelles et passées des UIOM et la survenue des effets sanitaires à étudier, des propositions d'études à mener en priorité ont été faites et des recommandations formulées pour leur conduite aux **chapitres 7 et 8**.

Enfin des perspectives ont été tirées pour les autres travaux épidémiologiques pouvant être suscités sur le sujet au **chapitre 9**.



4. Etat des connaissances concernant les effets sanitaires des émissions des incinérateurs d'ordures ménagères

4.1 Introduction

L'objet de ce chapitre n'est pas de dresser la liste des effets sanitaires provoqués par chacune des substances émises mais bien de rapporter les études qui se sont intéressées aux effets des émissions atmosphériques globales des incinérateurs. Ce chapitre s'appuie, notamment, sur le rapport de la SFSP (2) et sur des extraits du travail bibliographique fourni par le RSD (3). Il s'appuie également sur un travail de recherche bibliographique mené par le groupe afin, non seulement de documenter l'état des connaissances, objet du présent chapitre, mais aussi, de décrire les méthodes des études épidémiologiques déjà menées autour d'incinérateurs concernant les effets sanitaires sélectionnés *in fine* par le groupe et présentées dans le détail au chapitre 6.

Pour ce faire, une sélection d'articles a été effectuée en août 2002 dans la base Medline (cette base référence les articles parus depuis 1985). Une première recherche a été menée en utilisant les termes de recherche « incinération » ou « incinerator ». Une première sélection des références susceptibles de présenter des études épidémiologiques menées autour des UIOM a été faite sur le contenu des titres des 1023 références sélectionnées. La recherche a ensuite été affinée par la consultation des résumés et des mots clés. Par ailleurs, une revue de la littérature parue en 2001 portant sur les articles publiés entre 1985 et 1999 a permis de s'assurer de l'exhaustivité de la recherche effectuée sur cette période (4).

4.2 Les effets mutagènes des émissions des UIOM rapportés dans les études toxicologiques

Dans le rapport de la SFSP, l'approche toxicologique est illustrée par les études qui s'intéressent au caractère mutagène des émissions des incinérateurs. L'hypothèse est que les substances chimiques et les mélanges identifiés comme mutagènes par des tests à court terme sont aussi cancérigènes pour l'homme, après une exposition à long terme (5). La technique d'étude la plus utilisée pour l'étude du caractère mutagène d'un mélange complexe est le test de mutagenèse de Ames sur bactéries *Salmonella typhi murium* de différentes souches (5;6), procédure simple, rapide et sensible. Les résultats de nombreux tests de mutagenèse effectués sur les émissions de l'incinération ont montré que les conditions d'incinération des déchets ont une importance considérable dans la production de mutagènes. Diverses comparaisons avec des gaz polluants connus ont été faites et globalement, l'activité mutagène des émissions des UIOM est jugée plus élevée que celle liée à d'autres processus de combustion en raison de l'hétérogénéité des déchets (pétrole, fuel et charbon) (7). A titre d'exemple, la mutagénicité des émissions d'un incinérateur a été montrée équivalente à celle de 1 700 à 3 000 voitures (8).

Aucune nouvelle étude qui se soit intéressée à cette approche depuis la parution du rapport de la SFSP en 1999 n'a été identifiée par la réactualisation de la bibliographie.

Les effets cancérigènes pour l'homme, ne sont donc qu'indirectement caractérisés par l'approche toxicologique. Des travaux épidémiologiques sur le sujet se sont efforcés d'en vérifier la réalité.

4.3 Les effets sanitaires des émissions des UIOM rapportés par les études épidémiologiques

Toutes les études relatives à l'incinération publiées au cours des années 1985 à 1999 ont été retenues dans une récente revue de la littérature (4). Onze études épidémiologiques portant sur les populations riveraines d'incinérateurs ont été analysées. Quatre études portent sur les effets reprotoxiques, quatre sur le risque de cancer et trois sur les effets respiratoires liés aux émissions des incinérateurs. Onze études épidémiologiques relatives aux effets chez les travailleurs ont également été analysées : trois études de mortalité, deux études sur les mutagènes urinaires et une étude des fonctions pulmonaire, rénale et hépatique. Cinq études présentent les résultats des concentrations en polluants chimiques dans l'organisme.

Depuis la revue de 2001, une étude supplémentaire concernant les effets sur la reproduction a été relevée dans la littérature

4.3.1 Les études en population générale

– Les troubles respiratoires

Deux études, présentées dans le rapport de la SFSP, évaluent la fréquence des problèmes respiratoires rencontrés en population exposée aux incinérateurs (9, 10) sans résultat probant, peut-être du fait de l'absence d'évaluation de l'exposition individuelle.

La fréquence des pathologies dans une population exposée à un ancien 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 (10). 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. Bien que la consommation médicamenteuse ne soit pas apparue significativement différente, un gradient de consommation de la zone III à la zone I a été mis en évidence, parallèle au gradient supposé de l'exposition. 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 limité de sujets, très gros consommateurs de médicaments (« sujets sentinelles »), indicateurs de pollution atmosphérique car ils présentent des épisodes aigus par décompensation lors des pics de pollution.

Une autre étude a recherché une différence de fréquence des problèmes respiratoires, aigus ou chroniques, entre des villes exposées ou non exposées à trois types d'incinérateurs (déchets ménagers, industriels et biomédicaux) (9). Trois villes exposées et trois villes témoins ont été retenues, avec des caractères sociodémographiques et des densités de population similaires. Aucune différence de prévalence des troubles respiratoires, ni de concentration en particules fines et gaz acides n'a été mise en évidence entre une ville exposée et sa ville témoin. 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 de la population générale. 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).

Publiés postérieurement au rapport de la SFSP, les résultats issus d'une étude conduite entre 1992 et 1994 chez 1 018 sujets résidant dans six localités n'ont pas permis aux auteurs de mettre en évidence la relation entre la fonction respiratoire et la résidence au voisinage des trois incinérateurs (11). Le faible niveau de l'exposition et/ou des biais de classement des sujets selon leur exposition sont les raisons avancées par les auteurs pour expliquer ces résultats négatifs.

– Les effets sur la reproduction

Citée dans le rapport de la SFSP, une étude exposés/non exposés a mis en évidence une diminution de la masculinité à la naissance chez les enfants dont les parents habitaient à proximité de deux anciennes

UIOM distantes de 100 mètres (12). Ce phénomène s'expliquerait, selon les auteurs, par une grande sensibilité des cellules à division rapide des gonades ou du fœtus, aux polluants émis par ces installations.

Les trois autres études relevées par la revue de Hu et al se sont intéressées aux naissances de jumeaux chez les populations exposées aux émissions d'UIOM en Ecosse (13) et en Suède (14) et à la survenue d'agrégats de fentes palatines en relation avec les dioxines émises par les UIOM en Suède (15). Si l'analyse spatiale de clustering menée par Llyod et al autour de deux incinérateurs montre l'émergence temporaire d'une surincidence des naissances de jumeaux, les auteurs estiment prématuré de conclure à une relation causale entre les émissions des incinérateurs et cette situation du fait de la non prise en compte de certains facteurs de confusion potentiels. L'étude géographique menée ensuite par Rydhstroem sur les naissances de jumeaux autour de tous les incinérateurs suédois ne permet pas plus d'étayer cette causalité. Dans leur étude, Jansson et al ne trouvent pas d'augmentation dans l'incidence des fentes palatines dans l'ensemble des localités étudiées en comparant notamment les incidences cumulées de 18 localités avant et après la mise en route des UIOM.

Staessen et al (16) ont mené en 1999 une étude dans la région d'Anvers pour savoir si le dosage de certains biomarqueurs pouvait permettre d'estimer l'exposition environnementale aux métaux lourds, PCB, Composés Organiques Volatils (COV) et HAP et à déceler les effets sanitaires précoces qui en découlent, notamment sur la maturation sexuelle. Ces résultats ont été repris et complétés dans une publication ultérieure (17). Les auteurs observent des retards de maturation sexuelle liés au niveau d'imprégnation par certains polluants. Chez les garçons, ces retards apparaissent liés aux PCBs alors que chez les filles les associations sont observées avec des composés dioxin-like. Le caractère transversal de l'étude ne permet pas de reconstituer la chaîne causale éventuelle entre les expositions et les effets observés.

Présentés au congrès 2002 de l'ADEF, les premiers résultats d'une étude de corrélation géographique conduite en Rhône-Alpes montrent que les anomalies chromosomiques et non chromosomiques (principalement becs de lièvre, dysplasies rénales et mégacolon) sont plus fréquentes chez les nouveaux-nés de personnes résidant au voisinage d'incinérateurs de déchets (18). Pour les uropathies obstructives, une relation dose réponse est mise en évidence chez les personnes exposées. Les risques d'anomalies cardiaques, de dysplasies rénales, d'uropathies obstructives et d'anomalies cutanées croissent avec la densité du trafic routier. L'exposition aux émissions des incinérateurs et du trafic routier sont des explications plausibles des accroissements de risque constatés, mais les auteurs ne peuvent éliminer l'effet de facteurs confondants mal maîtrisés comme des erreurs de classification entre personnes exposées et non exposées, un biais d'information ou un facteur de confusion résiduel.

– Les cancers

Plusieurs études relatives à la survenue de cancers dans des populations résidant au voisinage des UIOM ont été présentées dans le rapport de la SFSP. Au Royaume-Uni, la survenue des cancers du larynx et du poumon a été étudiée autour de dix incinérateurs, dont un incinérateur de déchets de solvants et de pétrole autour duquel un agrégat avait été observé (19). Cette analyse ne permet pas de conclure à un excès significatif de cancers du larynx autour de ces installations. En revanche, dans la région de Trieste en Italie, sur l'analyse de 755 cas de cancers et autant de témoins, une augmentation de la fréquence de cancers du poumon a été relevée dans la population résidant à proximité d'un incinérateur et plus particulièrement pour les populations placées sous le vent de celui-ci, jusqu'à 5 km de la cheminée (20). Encore au Royaume-Uni, une large étude portant sur 72 UIOM, soit 14 millions de personnes et sur une période d'observation de 13 ans, présente des excès de risque significatifs mais faibles, compris entre 1,05 pour les hémopathies malignes et 1,29 pour les cancers du foie (21). L'auteur signale que des excès de même ampleur existaient déjà, dans les mêmes zones géographiques, avant l'ouverture des UIOM, suggérant une origine complexe, socioprofessionnelle de cet excès de morbidité.

Dans une étude publiée ultérieurement à la parution du rapport de la SFSP, Elliott et al (22) ont trouvé après avoir revu les examens histopathologiques des cas de cancer primaire du foie que l'excès de risque calculé pour la zone la plus proche de l'incinérateur est réduit à 12,6 % (18,8 % si on exclut les cancers secondaires) alors que cet excès était de 37 % lors de la 1^{ère} étude. Les auteurs concluent sur la nécessaire prudence à avoir dans ces études basées sur des données collectées en routine. Un effet de confusion lié à la pauvreté pourrait être responsable du faible excès retrouvé dans la zone située à moins de 1 km de l'incinérateur.

En France, les données du registre du cancer du Doubs, ont été utilisées pour collecter les cas incidents de STM et LNH à partir de 1980 et étudier la distribution des cas de cancer dans ce département, et en particulier dans les cantons proches de l'UIOM de Besançon (1). Les cas de maladie de Hodgkin, d'incidence comparable et qui suivent a priori les mêmes circuits diagnostiques et thérapeutiques que les

cas de STM et de LNH mais qui n'ont jamais été associés de façon convaincante à l'exposition aux dioxines, ont également été relevés à des fins de contrôle. Les auteurs observent un excès de cas relativement important (27 % à 244 %) selon la pathologie et la période de temps considéré dans les cantons de Besançon et Audeux (contigu à l'Ouest du 1^{er}). Il n'est pas observé d'agrégats dans les autres cantons, et le risque de maladie de Hodgkin, prise comme cancer de référence, n'est pas augmenté. Les auteurs discutent la possibilité de biais socio-économique ou d'un effet lié à l'urbanisation pour expliquer ces résultats mais jugent de telles explications improbables. En effet, la littérature n'indique pas d'association évidente entre niveau socio-économique et risque de LNH ou STM. En revanche, un lien entre urbanisation et hémopathie maligne a été discuté, notamment dans un travail réalisé en Grande Bretagne au voisinage de quelques 72 UIOM (21) ; cependant Viel et al n'ont pas observé d'excès de cas de cancer dans les autres zones urbanisées du département. Les auteurs appellent à la prudence sur l'existence d'un lien causal entre les excès de cas observés et la présence de l'UIOM.

En 1998, une étude de mortalité par cancer du foie, du larynx, du poumon, du rein et des systèmes lymphatiques et hématopoïétiques a été conduite dans la population résidant dans un rayon de 10 km autour de trois sources importantes de pollution aérienne (une décharge, une UIOM et une raffinerie) à Rome (23). L'étude n'a pas montré d'excès de cancer pour la population vivant dans la zone ni de tendance décroissante à distance des points sources. Cependant, la mortalité par cancer du rein est significativement supérieure dans la zone 3-8 km pour les femmes sans qu'une diminution du risque avec la distance soit retrouvée. Alors que pour le cancer du larynx chez l'homme, le risque diminue significativement avec la distance sans qu'un excès significatif sur la zone soit observé. Les résultats de cette étude au demeurant peu concluants sont, en tout état de cause à considérer avec prudence compte tenu des limites méthodologiques inhérentes aux études de mortalité.

Dans une étude récente (24), Knox a étudié la survenue de cancers pédiatriques ayant conduit au décès autour des incinérateurs et des sites de stockages de déchets en Grande Bretagne. La méthode mise en oeuvre porte sur l'analyse des migrations des enfants à l'intérieur ou à l'extérieur d'une zone concentrique autour du site étudié entre le moment de leur naissance et celui de leur décès. Les auteurs concluent que les enfants nés à proximité d'incinérateurs présenteraient un risque de survenue de leucémies, accru s'il s'agit d'un incinérateur ancien, cet excès de risque n'étant pas observé autour de sites de stockage.

– Conclusion générale sur les études épidémiologiques menées en population générale

Les études épidémiologiques conduites ne permettent pas de trancher en matière d'effets et de risques encourus par les populations résidant autour de ces installations (2). Les quelques augmentations du risque de pathologies, cancéreuses ou non, qui ont pu être mises en évidence, demeurent modérées et ne peuvent être attribuées de façon certaine aux émissions d'un incinérateur.

4.3.2 Les études chez les travailleurs

Nous présentons ici à titre d'information quelques résultats d'études réalisées auprès des populations de travailleurs. En effet, les personnes travaillant dans les UIOM sont des populations spécifiques soumises à des expositions particulières et complexes. De plus, ces études portent en général sur un nombre d'individus restreint ne permettant pas le plus souvent de tirer des conclusions. C'est pourquoi, le groupe a choisi de s'inspirer des études en population générale que nous avons citées dans les paragraphes précédents.

Certains auteurs ont décrit des effets chroniques, sous forme de perturbations minimales et souvent non significatives des constantes biologiques (bilan hépatique, numération sanguine) des salariés des incinérateurs par rapport aux autres groupes de salariés pris comme populations de comparaison (25,26). Une activité mutagène plus importante a été mise en évidence dans les urines de salariés d'incinérateurs comparativement à un groupe de salariés de stations de traitement de l'eau (27), résultat qui ne permet cependant pas de conclure sur les conséquences cancérigènes pour l'homme.

• Etudes concernant le cancer

Une étude de mortalité a été menée chez 176 travailleurs employés pendant au moins un an entre 1920 et 1985 à l'incinérateur municipal de Stockholm (28). En utilisant des taux de référence nationaux et régionaux, les nombres de décès attendus ont été calculés en standardisant sur l'âge. On note un excès

de mort par cancer du poumon (SMR : 355, IC95 : 162-675) et par maladies ischémiques (SMR : 138 ; IC95 : 95-193). L'analyse de l'effet de la durée de travail à l'usine d'incinération apporte un argument supplémentaire sur le rôle des facteurs professionnels dans la survenue des cancers, même si le nombre de cancers du poumon était trop faible pour permettre une telle conclusion. Il n'est pas exclu que d'autres expositions professionnelles aient pu contribuer aux excès de risques observés.

Une seconde étude de mortalité et une étude d'incidence de cancer de l'œsophage ont été menées auprès de plusieurs cohortes de travailleurs exposés aux produits de la combustion, parmi lesquelles figurait la cohorte des 176 travailleurs étudiée précédemment (29). La taille de la cohorte n'a pas permis de tirer de conclusion sur un excès de cancer (SMR non significatif de 150 pour un seul cas observé). Cependant, cet excès a été retrouvé dans d'autres cohortes (travailleurs de l'entretien des cheminées et d'un garage municipal pour autobus).

Dans ces deux études, la consommation de tabac et d'alcool recueillie par interrogatoire des proches a été évaluée similaire à la consommation en population générale.

Une étude de mortalité rétrospective a été menée chez 532 travailleurs de deux usines d'incinération de Rome employés entre 1962 et 1992 (30). La mortalité toutes causes était significativement inférieure à la mortalité dans la population locale ; la mortalité tous cancer, similaire et la mortalité par cancer du poumon tendait à être inférieure. Un risque accru de cancer gastrique a été observé. Le SMR atteignait 421 pour les personnes dont le début de l'exposition datait de plus de 10 ans et 461 (IC 95 : 126-1190) pour celles dont la durée d'emploi excédait 10 ans.

• *Etude concernant les effets sur la reproduction*

Watanabe et al ont étudié les effets sanitaires pouvant être liés à l'exposition à la dioxine des travailleurs d'une UIOM du Japon dont le milieu de travail était particulièrement contaminé par la dioxine (31). Les 95 travailleurs ont été classés en fonction de leur concentration sanguine en dioxine en deux groupes l'un qualifié de faible exposition et l'autre de forte exposition. La comparaison du ratio des sexes (garçon/fille) des enfants nés depuis le début du travail de leur père dans les deux groupes montre un ratio des sexes plus faible dans le groupe fortement exposé (40 versus 94, différence non significative).

4.4 Les conclusions apportées par les évaluations des risques

Afin de surmonter les obstacles dus aux limites des études épidémiologiques, des études d'évaluations des risques ont été menées depuis la fin des années 90 en France et à l'étranger. La plupart des ces évaluations de risque ont été faites en suivant la méthode qui fut introduite la première fois par le National Research Council (NRC) pour l'étude des risques liés aux centrales nucléaires. Il s'agissait d'évaluer le risque pour les populations riveraines. Ni le risque pour les travailleurs, ni l'impact régional n'ont été considérés (32).

4.4.1 Le travail de synthèse de la SFSP en 1999

Les conclusions et recommandations du rapport de la SFSP publié en 1999 s'appuient sur une étude de ce type. Son originalité est d'avoir proposé deux approches pour estimer et mettre en perspective les risques liés à l'incinération :

- une approche « moyenne générale » reflétant la situation globale française engendrée par l'ensemble des incinérateurs en activité en 1999 ;
- une approche « locale » estimant les impacts sanitaires d'un incinérateur choisi parmi les plus polluants pour lequel un scénario dit « raisonnablement pessimiste » a été construit, constituant ainsi une sorte de borne supérieure des risques.

Les polluants retenus dans l'évaluation sont le cadmium, le mercure et les dioxines. L'indicateur « poussières » a également été retenu car une relation dose-réponse entre les niveaux ambiants de poussières et la mortalité anticipée a pu être dérivée d'études épidémiologiques multicentriques.

Les résultats présentés par la SFSP sont synthétisés dans le tableau 1. Ils mettent en relief que selon les circonstances d'exposition aux polluants sélectionnés, une préoccupation sanitaire **autour des émissions de cadmium, de poussières et de dioxines** est à considérer.

TABLEAU 1 : Synthèse des résultats de l'évaluation des risques sanitaires liés à l'incinération présentés par la SFSP en 1999

Substances	Effets sanitaires	Voie d'exposition	Nature de la relation dose-réponse	Résultats*	
				Approche moyenne**	Approche locale pessimiste***
Cadmium	Cancer bronchique	Inhalation	Sans seuil	$1,8.10^{-7}$ - $4,6.10^{-6}$	10^{-6} - 2.10^{-5}
	Néphropathie	Inhalation	A seuil	2-51 %	16-172 %
Mercuré	Effets neurotoxiques	Ingestion	A seuil	0,05-2,05 %	
Poussières	Mortalité anticipée	Inhalation	Sans seuil	$\Delta EV = 20$ jours \dagger	$\Delta EV = 330$ jours \dagger
Dioxines	Effets multiples****	Inhalation	A seuil	0,01-10,83 % $\dagger\dagger$	2-20 %
		Ingestion	A seuil	27,2 %	283-2560 %
	Cancers	Inhalation	Sans seuil	$2,10^{-7}$ - 1.10^{-4}	$4,10^{-5}$ - $4,10^{-4}$
		Ingestion	Sans seuil	$7,6.10^{-4}$	$7,10^{-3}$ - $7,10^{-2}$

* Pour les effets sans seuil, le résultat est un excès de risque individuel (probabilité supplémentaire, par rapport à un individu non exposé, qu'une personne a de développer la pathologie si elle est exposée à la substance dans les conditions de l'évaluation de risque pendant sa vie entière). Pour les effets à seuil, le résultat est un ratio de danger (ratio de la dose d'exposition sur la dose de référence) exprimé en pourcentage de la valeur toxicologique de référence (VTR).

** Dans l'approche moyenne, l'ingestion a été calculée à partir d'une alimentation composite française.

*** Dans l'approche locale pessimiste, l'ingestion a été calculée à partir d'une alimentation avec une part de produits locaux.

**** L'OMS a considéré tout un ensemble d'effets sanitaires indésirables pour ré-évaluer la construction de la dose journalière admissible de 1 pg/kg/j (objectif à atteindre), notamment des effets neurologiques sur la progéniture, donc sur le développement de l'enfant et des effets hormonaux. Cette VTR s'applique également aux effets cancérigènes, car l'OMS considère une approche à seuil pour ces effets (pas d'effets génotoxiques directs pour les dioxines, mais liaison au récepteurs Arh cellulaires).

\dagger Le ΔEV correspond à la réduction de l'espérance de vie pour 15 ans d'exposition.

$\dagger\dagger$ Calculé à partir d'une VTR orale.

4.4.2 Le travail de synthèse de l'académie des Sciences aux Etats Unis en 1999

En septembre 1999, le comité sur les effets sanitaires de l'incinération des déchets réuni par l'Académie des Sciences des Etats-Unis a rendu ses conclusions (32).

Les principaux polluants contribuant au risque estimé seraient les dioxines et furanes (par la chaîne alimentaire), l'arsenic, l'acide chlorhydrique, le mercure, le plomb et les poussières.

Pour les installations récentes, bien contrôlées, le risque de cancer estimé, même pour les personnes les plus exposées (pas les travailleurs), est faible voire négligeable (par exemple un risque de cancer vie entière inférieur à 1 pour 100 000). Certains anciens incinérateurs, mal contrôlés, ayant continué à fonctionner, pourraient induire un risque de cancer plus important (par exemple un risque de cancer vie entière supérieur à 1 pour 10 000) (32).

En conclusion, la préoccupation vis-à-vis des effets sanitaires potentiels des polluants émis par les unités d'incinération serait légitime, notamment pour les particules, le plomb, le mercure et les dioxines et furanes (tableau 2).

Le comité fonde son appréciation sur des émissions d'installations en fonctionnement normal. Les données ne sont pas disponibles sur les niveaux au cours d'opérations inhabituelles ni sur la fréquence de ces conditions. De telles informations seraient nécessaires pour savoir si ces conditions inhabituelles pourraient contribuer à un risque sanitaire.

Parmi les principales recommandations présentes dans le rapport du NRC, on citera les recommandations suivantes.

Il faut axer les recherches sur les circonstances des plus fortes expositions. Selon les études portant sur des UIOM, les travailleurs ont les plus forts risques sanitaires comparés aux résidents. Leurs expositions aux dioxines et aux métaux ont été élevées dans le passé (32) ;

Des études épidémiologiques multicentriques devraient être menées pour améliorer la puissance des études sur les effets sanitaires des UIOM. Les évaluations des risques attribuables aux UIOM devraient porter particulièrement sur les particules, le plomb, le mercure, les dioxines et furanes du fait de leur toxicité et de leur persistance dans l'environnement.

TABLEAU 2 : Degré de préoccupation pour les effets sanitaires potentiels de l'incinération des déchets (substantiel, modéré, minimal, négligeable) (32)

Substance	Avant contrôle technique maximum			Après contrôle technique maximum		
	Effets potentiels sur les travailleurs de l'UIOM	Effets potentiels d'une UIOM sur les riverains	Effets potentiels de plusieurs UIOM sur une population éloignée	Effets potentiels sur les travailleurs de l'UIOM	Effets potentiels d'une UIOM sur les riverains	Effets potentiels de plusieurs UIOM sur une population éloignée
Particules	substantiel	substantiel	minimal	substantiel	minimal	minimal
Dioxine	substantiel	minimal	substantiel	substantiel	minimal	substantiel
Plomb	substantiel	substantiel	modéré	substantiel	minimal	modéré
Mercure	substantiel	modéré	modéré	substantiel	minimal	modéré
Autres métaux	substantiel	modéré	modéré	substantiel	minimal	modéré
Gaz acides	modéré	minimal	négligeable	modéré	négligeable	négligeable
Aérosol acide	modéré	modéré	modéré	modéré	minimal	minimal

4.4.3 Les enseignements des études les plus récentes

Quelques études d'évaluation du risque sanitaire au voisinage d'UIOM ont été publiées récemment (33), (34), (35), (27). Les résultats des évaluations du risque indiquent des niveaux de risque de cancer variables selon les scénarios et les niveaux d'émission des UIOM mais ils sont jugés peu élevés par les auteurs notamment pour les installations récentes respectant des valeurs basses d'émission. Selon une de ces études, menée au Japon, **les risques sanitaires des dioxines seraient à considérer sérieusement, notamment sur le système nerveux et sur la reproduction, plus encore que sur les risques de cancers (33).**

4.5 Quelques enseignements pour les études à venir

– Sélection des substances et effets sanitaires correspondants

L'ensemble des connaissances présentées ci-dessus permet de tirer quelques conclusions sur les substances qu'il convient de continuer à étudier en priorité par des études épidémiologiques. Il s'agit :

- des dioxines et des autres HAP pour leurs effets intrinsèques et en tant qu'indicateur d'un mélange halogéné,
- du mercure,
- du cadmium,
- du plomb,
- des poussières.

En conséquence, le groupe a identifié les principaux effets sanitaires suivants correspondants à ces substances, déjà investigués ou non par les études existantes :

- Cancers en général et plus spécifiquement :
 - Cancers de l'enfant
 - Hémopathies malignes dont les leucémies, les lymphomes non hodgkiniens
 - Cancer du foie
 - Sarcomes des tissus mous
 - Cancer de la peau
 - Cancer de la vessie
 - Cancer du poumon
 - Cancer du rectum
 - Cancer du larynx
- Effets sur la reproduction, y compris les atteintes de la fertilité par l'endométriase et la modification du sex-ratio ou de la maturation sexuelle
- Effets neurotoxiques
- Effets néphrotoxiques

- Troubles du développement psycho-moteur
- Effets respiratoires
- Maladies cardio-vasculaires.

- **La nécessité de mettre en place des études multicentriques**

Plusieurs études et rapports orientent dans leurs conclusions vers l'intérêt de mettre en place des études multicentriques. En effet, elles permettent non seulement d'améliorer la puissance de l'étude des relations mais aussi d'apporter des éléments permettant de discuter de la causalité des associations étudiées.



5. Choix des effets sanitaires à étudier en priorité

L'analyse bibliographique présentée ci-dessus suggère l'existence de relations entre certaines pathologies et l'exposition aux émissions des incinérateurs. Par ailleurs, chacun des constituants de ces émissions sont déjà connus pour les dangers qu'ils présentent dans d'autres circonstances. En dépit des difficultés méthodologiques inhérentes à la mise en place d'études épidémiologiques explorant les relations entre des facteurs environnementaux comme les émissions de l'incinération et des effets sanitaires le plus souvent non spécifiques, il est apparu pertinent au groupe de proposer de mener des travaux axés sur des effets sanitaires sélectionnés selon les critères suivants :

- critère de pertinence : ainsi qu'il a déjà été indiqué, le groupe a décidé, dès le début de la démarche, de se focaliser sur les effets sanitaires non encore précisément établis. En effet, pour les polluants dont les effets sont qualifiés et quantifiés, le groupe estime que les autorités peuvent sans attendre les résultats de travaux supplémentaires, prendre des mesures pour réglementer et réduire l'exposition des populations à des niveaux acceptables pour la santé.
- critère concernant l'importance des polluants : parmi les polluants mis en cause, ceux présentant des caractéristiques de bio-accumulation dans l'environnement et l'organisme humain ont incité le groupe à considérer les dangers qui leur sont associés comme devant être étudiés en priorité. Il en est ainsi des dioxines.
- critère concernant la gravité des effets : le groupe a considéré nécessaire de privilégier les effets sanitaires graves tels que les cancers ou les effets sur la reproduction intervenant sur des populations sensibles ou devant être plus particulièrement protégées comme les enfants.
- critère d'attente sociale : ils sont bien entendu liés au critère précédent et le groupe estime que l'étude des effets évoqués au paragraphe précédent permettra de répondre aux attentes sociales de la population.

Au final, le groupe a recommandé d'investiguer, plus particulièrement les effets cancérigènes d'une part et les effets sur la reproduction d'autre part susceptibles d'être produits par l'exposition aux dioxines et autres HAPC.

Plus spécifiquement, seront étudiés pour les cancers :

- **Cancers en général**
- **Cancers de l'enfant**
- **Hémopathies malignes dont les leucémies, les lymphomes non hodgkiniens**
- **Cancer du foie**
- **Sarcomes des tissus mous**
- **Cancer de la peau**

Et pour les effets sur la reproduction : les malformations congénitales voire d'autres effets comme ceux liés à la maturation sexuelle (les autres indicateurs de type sex ratio ou taux de gemellité précédemment étudiés apparaissent trop peu spécifiques, du fait de leurs multiples déterminants sociodémographiques).



6. Analyse des méthodes épidémiologiques mises en oeuvre sur les effets sanitaires cibles

6.1 Introduction

La revue bibliographique présentée au paragraphe 4.1 a permis de sélectionner, plus particulièrement, des références se rapportant à des études qui ont exploré la relation entre la survenue de cancers et d'effets sur la reproduction en population générale et l'incinération des ordures ménagères.

Au total, onze articles ont été sélectionnés. Parmi eux, six ont concerné le risque de cancer en population générale et cinq, les effets sur la reproduction en population générale. Ces onze études ont déjà fait l'objet d'une présentation succincte de leurs résultats et de leur contribution à la connaissance actuelle des effets sanitaires de l'incinération au chapitre 4. L'objectif de l'analyse plus détaillée et commentée de ces études qui est présentée ci-après est d'en décrire les méthodes, les résultats obtenus, les limites et avantages et la possibilité de leur transposition pour une étude française. Par ailleurs, une analyse française sur les malformations congénitales en population générale en cours de publication a longuement été présentée au groupe ainsi que la poursuite d'une étude française sur les lymphomes non hodgkiniens.

6

6.2 Le risque de cancer en population générale

Six études investiguant le risque de cancer dû aux émissions des UIOM ont été analysées.

6.2.1 Pollution atmosphérique et cancer du poumon à Trieste en Italie

- Contexte et objectif

A la suite d'une étude précédente ayant montré que le niveau de pollution atmosphérique était un facteur de risque de la survenue de cancer pulmonaire à Trieste (20), Biggeri et al ont réalisé une nouvelle analyse des données recueillies dans l'étude cas-témoins initiale en utilisant les distances entre le lieu de résidence et quatre sources de pollution atmosphérique (le centre urbain, une fonderie, le port et une UIOM) comme indicateurs indirects de l'exposition (36).

- Populations et méthodes

Les cas ($n = 755$) ont été identifiés par le registre du cancer et le département des pathologies de la province de Trieste. Il s'agit de 755 décès survenus chez les hommes entre 1979 et 1981 et entre 1985 et 1986. Les témoins sont des décès survenus à moins de six mois du décès-cas chez un homme du même âge (à deux ans près) ne présentant aucune pathologie chronique pulmonaire ou du tractus aéro-digestif supérieur. Une cartographie des lieux de résidence des sujets a été établie. Considérant seulement les 1510 sujets étudiés, la probabilité d'être mort d'un cancer du poumon est 0,5 sous l'hypothèse nulle. La variation spatiale de cette probabilité a été analysée à travers un modèle de régression logistique prenant en compte le tabac, la susceptibilité d'exposition professionnelle à une substance cancérigène, la pollution particulière et les autres sources de pollution. On a considéré que la distribution spatiale des cas et des témoins obéissait à une fonction non paramétrique (fonction de Kernel) dans laquelle un lissage des estimations est effectué sur une fenêtre de 500 m de largeur.

- Résultats

L'analyse brute a montré que le centre urbain représente d'un point de vue statistique la source d'émission la plus importante. La distance à celui-ci a donc été incluse dans les variables prises en compte par le modèle pour analyser les effets respectifs de la distance à chacune des autres sources. In fine, la distance au port n'a pas d'effet significatif, l'influence de la fonderie est à la limite de la significativité (p à 0,09) avec un excès de risque relatif estimé à 5,9 à l'emplacement même de la fonderie, l'effet de l'incinérateur est lui très significatif (p à 0,01) avec un risque relatif en excès estimé à 6,7 à son emplacement.

- Commentaires

Ce travail est très intéressant sur le plan méthodologique. Les outils d'analyse statistique utilisés sont adaptés à l'étude de la distribution spatiale. Le « design » analytique permet de s'affranchir du biais écologique et l'analyse spatiale permet de considérer la distance comme une variable continue ce qui affine les résultats par rapport à une définition de zones d'exposition. Enfin, l'expression du risque permet de s'affranchir de la recherche des dénominateurs de population. Par contre, l'histoire résidentielle n'est pas prise en compte ce qui interroge sur l'existence d'un biais de classification. Les auteurs estiment que, s'il existe, il aurait plutôt tendance à réduire la force de l'association observée (soit l'erreur est non différentielle, soit ce sont les cas qui quitteraient plus facilement la zone du fait de la survenue de leur maladie).

6.2.2 Mortalité des populations vivant auprès de multiples sources de pollution atmosphérique

- Contexte et objectif

Michelozzi et al ont conduit une étude de mortalité par cancer du foie, du larynx, du poumon, du rein et des systèmes lymphatiques et hématopoïétiques dans la population résidant dans un rayon de 10 km autour de trois sources importantes de pollution aérienne (une décharge, une UIOM et une raffinerie) à Rome (23).

- Populations et méthodes

Les données de mortalité sont issues d'un système d'information géographique découpant le territoire en petites unités géographiques comprenant en moyenne 480 habitants. Dans un cercle de rayon de 3 km, puis dans les bandes concentriques comprises entre 3 et 8 km et 8 et 10 km d'une part, et pour chaque bande de 1 km de large entre 0 et 10 km d'autre part, le nombre de cas observés durant la période 1987-93 a été comparé avec le nombre de cas attendus ajustés sur un index de déprivation¹ suivant l'hypothèse d'une distribution des cas observés suivant une loi de Poisson. Cet index de déprivation tient compte pour chaque unité, des caractéristiques suivantes de la population : niveau d'éducation, profession, taux de chômage, taille des familles, surpopulation des logements, statut de propriétaire ou non propriétaire du logement. L'hypothèse de la décroissance des SMR avec l'augmentation de la distance à la source a été testée dans les bandes concentriques de 1 km de large à l'aide du test conditionnel de Stone.

- Résultats

L'étude n'a pas montré d'excès de cancer pour la population vivant dans la zone ou de tendance décroissante par rapport aux points source. Cependant, la mortalité par cancer du rein est significativement supérieure dans la zone 3-8 km pour les femmes sans qu'une diminution du risque avec la distance soit retrouvée. Alors que pour le cancer du larynx chez l'homme, le risque diminue significativement avec la distance sans qu'un excès sur la zone soit observé.

- Commentaires

Les limites de cette étude sont les limites inhérentes aux études de mortalité : 1) caractère écologique de l'estimation de l'exposition, 2) imprécision des certificats de décès, 3) surinterprétation liée aux tests multiples et 4) mauvaise appréciation de l'incidence de certains cancers par les données de mortalité.

6.2.3 Incidence des cancers au voisinage des UIOM en Grande Bretagne

- Contexte et objectif

En 1992, à la suite de signalements d'agrégats de cancers, Elliott et al avaient analysé l'incidence des cancers du poumon et du larynx autour de 10 incinérateurs destinés à brûler des solvants et des huiles usagés. Aucun excès de ces cancers, ni du risque de cancer en général n'avait été mis en évidence (19).

¹ L'anglicisme « déprivation » est utilisé ici car il ne connaît pas de terme équivalent en français. Cet index est un indicateur composite plus large que l'indice de pauvreté également utilisé pour intégrer différents paramètres socio-économiques.

Plus tard, Elliott et al ont étudié la survenue des cancers autour des incinérateurs britanniques (21).

- Populations et méthodes

La zone d'étude est définie comme les zones comprises dans un rayon de 7,5 km autour de 72 incinérateurs (UIOM et Incinérateurs de déchets industriels et commerciaux). Les cas intervenus au moins 5 ans et au moins 10 ans après la mise en route de l'installation dans les différentes zones sont extraits du registre national des cancers (1974-86 pour l'Angleterre, 1974-84 pour le pays de Galles, et 1975-87 pour l'Ecosse). L'analyse a également porté sur une période antérieure à la mise en route de l'incinération (dite préincinération). Par la suite, une étude particulière des cancers du foie a été conduite compte tenu des erreurs de codage histologique pouvant intervenir sur cette localisation (prise en compte des tumeurs secondaires) (22). Le nombre de cas observés est comparé avec le nombre de cas attendus calculés à partir des taux nationaux, ajustés régionalement et stratifiés sur un index de déprivation. Cet index de déprivation tient compte des variables décrivant localement la proportion de chômeurs, la surpopulation des logements et la classe sociale du chef de famille. L'analyse a été effectuée en deux étapes : tout d'abord sur un échantillon aléatoire de 20 incinérateurs. Les localisations cancéreuses ayant donné des résultats significatifs sont ensuite testées sur les 52 autres sites afin d'éviter les faux-positifs (erreur type I). Le rayon de 7,5 km est divisé en 8 bandes, les 4 premières très proches de la source et les 4 autres de surfaces équivalentes. Sur ces bandes, les auteurs appliquent les tests conditionnels et non conditionnels de Stone pour détecter une décroissance du risque avec l'éloignement des points sources.

- Résultats

Après les deux étapes d'analyse, les auteurs trouvent une décroissance significative du risque avec la distance aux points source pour tous les cancers, le cancer de l'estomac, le cancer colorectal, le cancer du foie et le cancer du poumon. Dans la seconde étape et dans un rayon de 1 km autour des incinérateurs, les excès de cancers varient de 37 % pour le foie à 5 % pour le cancer colorectal. Dans la discussion, les auteurs ne s'autorisent pas à une interprétation causale de leurs résultats. Au contraire, ils indiquent que l'analyse des données en phase de pré-incinération conduit à penser que les excès retrouvés pour le cancer du poumon, de l'estomac et tous cancers pourraient être dus à une prise en compte insuffisante des facteurs de confusion résiduels (en particulier socio-économiques). Ce biais existerait également pour le cancer colorectal mais seulement dans un rayon de 3 km. Concernant le cancer du foie pour lequel le biais précédent serait moins important, les auteurs concluent à la nécessité d'une investigation complémentaire de ces cas visant à éliminer les erreurs diagnostiques.

Les résultats de la revue de 119 cas de cancers du foie sur les 235 cas dans l'étude de 1992 montrent une confirmation pour 86 cas (55 %), le diagnostic de cancers secondaires pour 21 cas (18) et le diagnostic de tumeurs bénignes pour 6 cas, les autres ne pouvant être spécifiés. En inférant ces résultats aux observations de l'étude précédente le nombre de 23 cas (37 %) en excès retrouvés dans un rayon de 1 km, peut être réajusté à 12,6 ou 18,8 suivant que l'on exclut tous les cas autres que les cancers primaires ou seulement les cancers secondaires. Suivant ces réajustements, l'excès de risque individuel dans la population passe de $0,98 \cdot 10^{-5}$ par an à respectivement 0,53 et $0,78 \cdot 10^{-5}$ par an. Enfin, les auteurs soulignent que le cancer du foie est un des cancers les plus corrélés à l'index de déprivation.

- Commentaires

Les auteurs ont mis en évidence des excès de risque pour divers cancers autour des incinérateurs de Grande Bretagne. Ils sont allés jusqu'au bout de la logique spatiale au niveau d'un pays entier, avec cependant des données de mortalité. Ils avancent eux-mêmes comme principale limite de leur étude, la prise en compte insuffisante des facteurs socio-économiques, qui n'expliqueraient pas pour autant la totalité de l'excès de cancers du foie rapporté.

6.2.4 Incidences des STM et des LNH autour de l'UIOM de Besançon

- Contexte et objectif

Des études menées sur des populations exposées accidentellement et sur des cohortes de travailleurs ont montré que l'exposition aux dioxines pouvait être liée avec la survenue de sarcomes des tissus mous (STM) et de lymphomes non Hodgkiniens (LNH). Viel et al ont étudié la répartition géographique de ces pathologies dans le département du Doubs, siège d'une UIOM dont les émissions de dioxines excédaient en décembre 1997 les valeurs limites réglementaires ($16,3 \text{ ng/m}^3 \text{ I-TEQ}$) (1).

- Populations et méthodes

Les cas ont été extraits du registre des cancers du Doubs. Les ratio d'incidence standardisés SIR sont calculés pour chaque canton comparativement au département en standardisant sur l'âge (strates de cinq ans) et le sexe. La maladie de Hodgkin a été choisie comme 'témoin' car elle n'est pas considérée dans la littérature comme associée aux dioxines et qu'elle suit le même circuit de diagnostic et de prise en charge que les deux autres entités cliniques. Différentes hypothèses ont été testées, pour chaque type d'effet : l'existence d'un excès de cas selon le canton sur l'ensemble de la période (ajusté sur l'âge et le sexe) ; l'existence d'un effet différentiel selon l'année (interaction espace-temps). La recherche d'un agrégat repose sur la définition de 'fenêtres' spatiales circulaires, de rayon croissant, balayant successivement tous les cantons et testant chaque fois l'hypothèse nulle. Le rayon maximum de la fenêtre est tel qu'au plus 30 % de l'ensemble de la population départementale est inclus (pour ne pas diluer un éventuel effet).

- Résultats

Au cours de la période 1980-1995, un excès de cas de sarcomes des tissus mous (STM) et de lymphomes non Hodgkiniens (LNH) est observé dans les cantons de Besançon et d'Audeux proches d'une UIOM. Les SIR étaient respectivement de 1,44 ($p=0.004$) pour les STM (calculé sur 45 cas) et 1,27 ($p=0.0003$) pour les LNH (286 cas). Ils étaient surtout élevés pour la période la plus récente, 1991-1995. En revanche, la maladie de Hodgkin ne connaissait pas un excès de risque significatif, dans ces mêmes cantons (SIR = 0,93 pour 44 cas sur la même période), bien que les estimations des SIR soient du même ordre de grandeur (1,50 ; $p=0.89$) sur la période récente 1992-1993. La prise en compte des tendances séculaires atténue la force des associations retrouvées sans les remettre en cause.

L'originalité de l'approche réside dans le fait que la signification statistique de ces nombreux tests successifs est déterminée selon une procédure Monte Carlo comportant 29 999 répliques aléatoires des données (scan de toutes les combinaisons possibles de lieux et de tailles de fenêtres) sous l'hypothèse nulle, qui permet de déterminer la distribution des statistiques de vraisemblance des données réelles et des tirages aléatoires ; lorsque les résultats des tests des données réelles s'inscrivent au delà du 95^{ème} percentile de la distribution des tirages aléatoires, le test est dit significatif à 5 %. Cette approche présente l'avantage de s'affranchir, selon les auteurs, du problème des tests statistiques multiples auxquels ils se sont livrés. L'éventualité de biais liés à l'urbanisation ou aux caractères sociodémographiques des populations habitant dans les cantons voisins de l'UIOM, est considérée par les auteurs comme peu vraisemblable pour trois raisons : (1) si cela est suggéré dans la littérature pour les LNH, le cas ne serait pas établi pour les STM ; (2) les trois autres cantons les plus urbanisés du département ne connaissent pas cette élévation de l'incidence ; (3) les cantons de Besançon et de Audeux sont classés comme moyennement à plutôt favorisé sur l'échelle de l'index de pauvreté de Carstairs et Morris. Cette argumentation montre que les auteurs considèrent que ce facteur de confusion potentiel pourrait jouer, comme dans l'étude de Elliott et al (21), dans le sens d'un risque accru en cas de catégorie sociale défavorisée.

- Commentaires

Les outils d'analyse statistique utilisés sont bien adaptés à l'étude de la distribution spatiale et temporelle de ces phénomènes rares, en réduisant le risque lié aux tests multiples.

Le fait d'une surincidence des STM et LNH dans les cantons de Besançon et d'Audeux liée aux émissions de l'UIOM mérite discussion, en raison de possibles biais de confusion dus à des facteurs socio-démographiques. Par ailleurs, le découpage géographique utilisé s'accorde peu avec la réalité des immissions autour d'une UIOM (qui se développent suivant un panache et non pas en cercles concentriques) et encore moins avec une estimation précise de l'exposition des individus ou des groupes d'individus prenant en compte l'ensemble des voies d'exposition dont la consommation des produits locaux.

Cette étude est actuellement prolongée par des travaux complémentaires de type cas - témoin visant à mieux explorer la relation entre ces cancers et les émissions de l'UIOM par la prise en compte de facteurs de confusion potentiels comme les facteurs socio-économiques. Ceux-ci sont appréhendés grâce à un indice de déprivation dont l'intérêt et la méthode de construction a fait l'objet d'une publication (37).

6.2.5 Incidence des cancers de l'enfant liés aux incinérateurs et aux sites de stockage des déchets toxiques

- Contexte et objectif

Dans une étude récente (24), Knox a analysé l'incidence des cancers pédiatriques autour des incinérateurs

et des sites de stockages de déchets en utilisant d'une part les données d'une étude cas témoins conduite sur les effets d'une exposition prénatale aux radiations (38) et d'autre part les données concernant les incinérateurs rassemblées par Elliot et al dans une précédente étude décrite ci-dessus.

- Populations et méthodes

L'étude a porté sur la population britannique (régions d'Orkney et des Shetland exclues) résidant autour d'une source polluante, soit une UIOM (n= 70), soit une décharge de déchets toxiques (n= 460), soit un hôpital comportant un incinérateur (n= 307). La méthode d'analyse a consisté à sélectionner parmi tous les cas de cancers pédiatriques décédés entre 1953 et 1980 (n = 22 458) les enfants dont on savait qu'ils avaient changé de résidence depuis leur naissance (n = 9224). Pour chacun d'eux, la source polluante la plus proche de leur adresse de naissance ou de décès a été définie. Seulement 4385 de ces 9224 enfants possédaient une adresse suffisamment précise à la naissance et au moment du diagnostic. Finalement, l'analyse a porté sur les enfants ayant eu au moins une de leurs adresses (de naissance ou de décès) dans une zone définie par un rayon de 7,5 km autour d'une de ces installations.

L'hypothèse nulle est qu'il y existe une symétrie dans les déménagements de ces enfants qu'ils s'éloignent ou se rapprochent de la source polluante.

L'hypothèse alternative est que si une source de pollution agit peu avant ou après la naissance, alors les associations géographiques avec la source sont plus proches avec l'adresse au moment de la naissance qu'avec l'adresse au moment du diagnostic (ou que les émigrations par rapport à cette source sont plus fréquentes que les immigrations).

Des cercles concentriques autour des sources polluantes ont été délimités.

Les cas ont été classés en deux catégories : une ou deux des deux adresses situées dans le cercle ; une adresse située à l'intérieur, l'autre à l'extérieur du cercle. Dans ce dernier cas, le ratio du nombre d'enfants ayant quitté la zone délimitée par un de ces cercles sur le nombre d'enfants s'y étant installés est considéré comme un estimateur du risque relatif entre la zone intérieure et la zone extérieure au cercle.

- Résultats

En ce qui concerne les incinérateurs, tous les ratios calculés sont significativement supérieurs à 1. Les ratios estimateurs du risque étaient respectivement de 1,85, 2,01 et 1,73 pour des zones définies par des rayons de 4, 5 et 6 km. Lorsque l'analyse est restreinte aux incinérateurs dont le fonctionnement a débuté avant 1955 donc potentiellement les plus polluants, le ratio s'élève à 2,26 pour la zone définie par un rayon de 5 km. Pour les décharges, aucun ratio n'était significativement différent de 1. Les incinérateurs hospitaliers ont donné des résultats analogues aux UIOM.

- Commentaires

Les auteurs discutent et écartent plusieurs biais possibles :

- 1) le ratio peut refléter le mode de déplacement des familles dans le voisinage des incinérateurs indépendamment de la survenue d'un cancer ;
- 2) les familles qui déménagent peuvent avoir des caractéristiques sociales différentes des familles qui ne déménagent pas, caractéristiques pouvant être liées à la survenue de cancers pédiatriques ;
- 3) l'effet toxique peut être lié à d'autres sources industrielles souvent existantes dans le voisinage d'un incinérateur. Le fait que des résultats similaires soient retrouvés pour les incinérateurs hospitaliers va à l'encontre de l'existence de ce biais.

6.2.6 Etude de la relation entre l'incidence des LNH et l'exposition à l'UIOM de Besançon (poursuite de l'étude présentée au 6.2.4)

- Contexte et objectif

L'étude vise à investiguer plus précisément l'hypothèse d'un lien entre la survenue des LNH et l'exposition aérienne directe ou indirecte aux rejets de l'UIOM. L'objectif est de comparer la répartition spatiale des cas incidents de LNH et de témoins en population selon leur exposition aux rejets aériens de l'UIOM de Besançon.

- Populations et méthodes

Les cas sont les cas incidents de LNH diagnostiqués entre le 1^{er} janvier 1980 et le 31 décembre 1995 et résidant à Besançon au moment du diagnostic. Les témoins sont tirés au sort sur une base de sondage reconstituée à partir des données du recensement de 1990 fournies par ilôt15. La ville de Besançon est constituée de 705 îlots (découpage infra-IRIS) pour lesquels l'INSEE fournit 15 variables dont la population par sexe et par 5 tranches d'âge (0-19, 20-39, 40-59, 60-74, 75+). Dix témoins sont tirés au sort par cas en appariant sur le sexe et l'âge qu'aurait eu le cas en 1990. En fait, le tirage au sort revient à sélectionner des personnes dont on ne connaît pas l'identité en respectant la distribution des personnes de même sexe et de même tranche d'âge que le cas à travers les îlots.

Le panache des émissions de l'UIOM a été modélisé grâce à un logiciel gaussien tridimensionnel qui tient compte de la topographie, de la rose des vents, de la hauteur de la cheminée, du volume et de la concentration des émissions : quatre zones présentant un gradient d'exposition ont pu être ainsi définies (< 0,0001 pg/m³ , 0,0001-0,0002 pg/m³ , 0,0002-0,0004 pg/m³ , 0,0004-0,0016 pg/m³). Chaque cas est placé dans une zone d'exposition grâce à un géocodage. Chaque témoin est également classé dans une zone d'exposition car tous les ilots15 ont été affectés dans une zone d'exposition par superposition graphique. L'analyse statistique est conduite par régression logistique appariée sur la variable explicative : zone d'exposition. Les biais possiblement entraînés par des variables socioéconomiques (niveau d'étude, activité des femmes, ouvriers, famille monoparentale, densité dans les logements, habitat individuel) ont été contrôlés en introduisant ces variables définies au niveau des IRIS dans une analyse multi-niveaux. L'étude étant au moment de la rédaction du rapport en cours de publication dans la revue *Epidemiology*, les résultats ne sont pas commentés (39).

Les avantages présentés par la méthode appliquée sont la facilité du choix des témoins sans biais de sélection (avec l'inconvénient de l'appariement sur seulement deux covariables individuelles dont l'âge apprécié par des tranches d'âge de 20 ans), la puissance statistique acquise par le nombre de témoins et la prise en compte (à une échelle géographique) de variables socio-économiques susceptibles de jouer le rôle de cofacteurs. Les limites sont dues à l'absence de reconstitution de l'histoire résidentielle des cas et des témoins et à la précision différente du niveau d'exposition pour les cas et les témoins (quelques mètres pour les cas sur le dernier lieu d'habitation, au niveau de l'îlot pour les témoins).

Les travaux sont actuellement poursuivis par une validation du modèle de diffusion par des mesures de dioxines dans le sol et par la mise en place d'une enquête cas témoins individuelle avec dosages biologiques, enquête professionnelle et alimentaire.

6.3 Les effets sur la reproduction en population générale

Six études s'intéressant aux effets sur la reproduction en population générale liés à l'exposition aux émissions des UIOM sont présentées.

6.3.1 Naissance de jumeaux chez les populations exposées aux émissions des UIOM en Ecosse.

- Contexte et objectif

L'attention a été attirée par la constatation d'effets sanitaires dans le bétail au voisinage de deux incinérateurs dans la région de Bonnybridge en Ecosse, l'un incinérant des produits chimiques et l'autre incinérant des déchets ménagers. Des PCB ont régulièrement été incinérés depuis 1980. L'exposition aux composés halogénés de par leurs propriétés « oestrogen-like » peuvent affecter la fréquence des naissances de jumeaux.

- Populations et méthodes

Lloyd et al ont testé l'hypothèse d'une augmentation des naissances gémellaires dans la population et le bétail vivant autour de l'incinérateur, qui pourrait être utilisée comme un indicateur sensible et précoce de la toxicité environnementale de ces composés (13). Les statistiques de jumeaux à la naissance ont été analysées annuellement par unité géographique de base en distinguant a priori trois zones : la zone 1 constituée de deux unités géographiques soumises aux vents d'Est, plutôt faibles et souvent associés à des systèmes d'inversion de température ; la zone 2 constituée de deux unités géographiques soumises aux

vents d'Ouest dominants, plus forts que les vents d'Est et une zone 3 constituée des dix autres unités géographiques de la région. Deux périodes de temps ont été considérées, l'une allant de 1976 à 1979 et une autre de 1980 à 1983. Par ailleurs, une analyse des données prenant en compte l'autocorrélation spatiale a été effectuée afin de faire émerger les situations d'agrégat spatial (utilisation du coefficient de Moran).

- Résultats

Dans la zone 3 utilisée comme référence, le taux de naissance gémellaire varie entre 3 et 13 pour 1000. Les taux les plus forts sont retrouvés dans la zone 1 pour la période 1980-83 (20 et 16 pour 1000). L'analyse de rang appliquée annuellement aux taux de chaque unité géographique montre que les taux de 3 des 4 unités géographiques de la zone 1 et 2 sont les plus souvent retrouvés dans les 3 taux les plus élevés des 14 taux observés. L'analyse spatiale de clustering montre l'émergence d'une situation d'agrégat en 1980. L'âge moyen des mères à la naissance des jumeaux dans les zones à risque est comparable à l'âge moyen de toutes les mères des jumeaux de l'étude. L'observation des naissances gémellaires dans le bétail de deux fermes situées dans une zone à risque montre une augmentation importante de ces naissances à partir de 1980.

- Commentaires

Dans la discussion, les auteurs estiment prématuré de conclure à une relation causale entre les émissions des incinérateurs et la surincidence des naissances de jumeaux, reconnaissant que des facteurs sociaux susceptibles d'affecter l'incidence de ces naissances n'ont pas été pris en compte. Ils préconisent des études complémentaires.

6.3.2 Survenue des fentes palatines et dioxines émises par les UIOM en Suède.

- Contexte et objectif

Des expérimentations animales ont montré que l'absorption de dioxines à fortes doses provoquait une augmentation de malformations congénitales du type de fentes orales et malformations rénales.

- Populations et méthodes

Jansson et al ont investigué la suspicion d'un agrégat de fentes orales dans la région de Skaraborg (Suède) et étudié à travers les données de registre, l'incidence des fentes orales dans les localités d'implantations des 18 UIOM de la région (15).

- Résultats

L'observation des données met en évidence une autre situation d'agrégat (Bollnäs). Les auteurs ne trouvent pas d'augmentation dans l'incidence des fentes palatines dans l'ensemble des localités étudiées en comparant notamment les incidences cumulées de 18 localités avant et après la mise en route des UIOM. Au vu de ces éléments et des connaissances scientifiques disponibles, ils tirent la conclusion générale que les émissions de dioxines par les UIOM ne peuvent expliquer les agrégats observés.

- Commentaires

Cependant, les méthodes mises en œuvre ne sont pas bien décrites notamment les références utilisées pour le calcul des cas attendus dans l'enquête d'agrégat. L'exposition est estimée par le seul fait de résider dans la localité où se trouve l'UIOM. Dans la comparaison avant/après qui s'étale sur une période de 13 ans, rien n'est dit sur la prise en compte des variations dans le temps de l'incidence de ces malformations indépendamment de la mise en route d'une UIOM. Ces considérations méthodologiques limitent considérablement la portée des résultats de cette étude.

6.3.3 Baisse du ratio des sexes dans les zones influencées par les émissions d'UIOM en Ecosse.

- Contexte et objectif

Les naissances masculines ont généralement tendance à être plus élevées que les naissances féminines. Cependant le ratio des sexes (exprimé le plus souvent par le rapport des naissances masculines sur les naissances féminines multiplié par 100) varie selon les pays, l'âge et le groupe sanguin maternel, la saison,

la survenue de certaines pathologies, l'exposition à des polluants de l'environnement et l'activité professionnelle paternelle. Les polluants émis par les incinérateurs, notamment les composés halogénés, sont susceptibles de modifier le ratio des sexes des naissances dans les populations résidant à proximité d'une UIOM.

- Populations et méthodes

Williams et al ont exploré cette hypothèse dans une région d'Ecosse dotée d'un site abritant deux incinérateurs (12). En suivant le découpage administratif des régions (en district et en unité de base), une zone a été définie a priori à risque selon une méthode assez peu précise tenant compte de 1) la direction et l'intensité des deux vents qui prédominent dans la région, 2) la topographie locale, 3) l'existence de nuisances rapportées par les populations locales et 4) la pollution des sols par des hydrocarbures polycycliques halogénés. Une zone de référence distincte a été choisie dans la région pour son absence d'installations industrielles. Le ratio des sexes à la naissance dans les différents districts des deux zones a été calculé pour deux périodes distinctes 1975-1979 et 1980-1983 (intensification des émissions) à partir des données du registre national des naissances et comparé au ratio observé en Ecosse. Une analyse spatiale en trois dimensions a été conduite sur les ratios calculés pour chaque unité de base en utilisant plusieurs fonctions de lissage (le ratio subissant de petites fluctuations aléatoires). Les résultats des analyses spatiales étant sensibles au choix du facteur de lissage, les auteurs ont ainsi délibérément choisi de proposer différentes méthodes de lissage et de comparer les résultats.

- Résultats

Une baisse significative du ratio des sexes a été observée sur les deux périodes uniquement dans le district défini comme le plus à risque (89 et 90 versus 106) et les différentes analyses spatiales convergent vers un excès de naissances féminines selon deux directions principales. Par ailleurs, les auteurs soulignent les limites de cette étude quant à la mesure de l'exposition (écologique) et l'impossibilité de conclure quant à la causalité des relations observées.

6.3.4 Etude de clustering des naissances de jumeaux en Suède.

- Contexte et objectif

Reprenant l'hypothèse de Llyod et al décrite plus haut (13), Rydhstroem a mené une analyse de l'incidence des naissances de jumeaux en Suède dans le but de détecter une tendance à l'agrégation spatiale de ces naissances (14).

- Populations et méthodes

Les données sont issues du registre national des naissances (enregistrement des données, notamment de résidence, sur toutes les naissances viables et les accouchements d'un terme supérieur à 28 semaines). L'étude a été menée entre 1973 et 1990. Le nombre d'accouchements de jumeaux attendu en tenant compte de l'âge maternel et de l'année de naissance a été calculé pour chaque commune sur l'ensemble de la période et annuellement pour chaque municipalité (groupement de communes) du pays puis comparé au nombre observé. L'incidence des accouchements de jumeaux a également été comparée avant et après la mise en service de 14 incinérateurs.

- Résultats

Une augmentation significative de l'accouchement de jumeaux est observée dans le voisinage d'un seul incinérateur. Les résultats ne mettent pas en évidence une tendance à l'agrégation spatiale sauf dans les trois municipalités les plus importantes du pays.

- Commentaires

L'analyse proposée est purement démographique et aucune considération n'est donnée à la détermination de l'exposition d'une commune (ou d'une municipalité), autre que le fait qu'un incinérateur soit localisé sur cette commune. La probabilité d'erreur de classification est probablement importante. Utilisé dans ce type d'analyse, le taux de gémellité n'apparaît pas comme un indicateur sensible de la pollution.

6.3.5 Maturation sexuelle et UIOM dans la région d'Anvers.

- Contexte et objectif

Les dioxines et les composés « dioxin-like » accumulés dans les tissus adipeux sont des perturbateurs endocriniens comme de nombreux autres polluants qui se lient au récepteur des arylhydrocarbures (ligands AhR). Ceci induit notamment des perturbations des hormones sexuelles. L'âge auquel la maturité sexuelle est atteinte varie selon les individus. Selon des données britanniques, il intervient à un âge moyen (écart-type) de 14,9 ans (1,1) chez les garçons de ce pays (développement génital) et de 15,3 (1,8) ans chez les filles (développement des seins). Staessen et al ont mené en 1999 une étude dans la région d'Anvers pour savoir si le dosage de certains biomarqueurs pouvaient permettre d'estimer l'exposition environnementale aux métaux lourds, PCB, COV et HAP et de déceler les effets sanitaires précoces qui en découlent (16). Ces résultats ont été repris et complétés dans une publication ultérieure (17). Seuls les résultats relatifs aux effets sur la reproduction sont présentés ici. L'étude présente par ailleurs les résultats de dosage des bio-indicateurs de la fonction rénale et des tests de génotoxicité.

- Populations et méthodes

L'étude a été conduite chez 200 adolescents de 17 ans en moyenne résidant dans deux zones polluées l'une par une fonderie de plomb (zone 1) et l'autre par des UIOM (zone 2) et dans une troisième zone rurale de référence (zone 0). Ils ont notamment mesuré les marqueurs sériques des 3 PCB (les plus fréquents) et la concentration sérique des composés dioxin-like (DLs) biologiquement actifs exprimée en TEQ à l'aide d'un essai d'activation in vitro des récepteurs Arh de cellules permettant de quantifier les composés dioxin-like présents dans des prélèvements biologiques (Essai CALUX : Chemically activated luciferase expression). Des médecins scolaires ont mesuré le volume testiculaire et le stade de maturation sexuelle.

- Résultats

L'analyse des résultats a montré d'une part que la moyenne géométrique des concentrations sériques des DL était significativement plus élevée dans la zone 1 que dans la zone 0 (0,21 versus 0,13 ng/L) et tendait à l'être dans la zone 2 (0,16 ng/L) dont les UIOM étaient arrêtées au moment de l'étude. Les concentrations sériques des PCB étaient plus élevées en zone 2 (1,48 nmol/L) qu'en zone 1 ou 0 (1,19 nmol/L dans chacune des zones). Le volume testiculaire moyen était inférieur dans les zones exposées tandis que la proportion d'adolescents présentant un stade de développement sexuel non mature y étaient supérieure. Après ajustement sur l'âge, l'indice de masse corporelle, la CSP parentale et la contraception orale, le RR d'être à un stade de développement non mature atteint 2,26 ($p = 0,02$) quand les concentrations sériques des DL sont multipliées par 2 chez les filles ($RR=0,7$ $p=0,49$ pour les PCBs). Après ajustement sur l'âge, l'indice de masse corporelle, la CSP parentale, le RR d'être à un stade de développement non mature atteint 3,80 ($p = 0,06$) quand les concentrations sériques des PCB sont multipliés par 2 chez les garçons ($RR=1,3$ $p=0,46$ pour les DL). Le volume testiculaire n'est corrélé avec aucun des marqueurs biologiques dosés.

- Commentaires

Cette étude a bénéficié d'une évaluation soignée des expositions individuelles au moyen de marqueurs biologiques d'exposition, ainsi que de dosages hormonaux chez les garçons. L'influence de l'observateur (médecin) sur la mesure du développement sexuel a été étudiée et les coefficients d'accord (kappa) ont été jugés satisfaisants. On remarque que ce sont les PCBs qui sont les plus élevés autour des UIOM (zone 2) alors que les DLs sont plus présents en zone 1. Aucune explication n'est donnée sur le fait que les retards de maturation sexuelle chez les garçons soient plutôt liés aux PCBs alors que chez les filles les associations sont observées avec des composés dioxin-like. L'évaluation transversale des expositions, simultanément à l'évaluation clinique, ne permet pas de reconstituer la chaîne causale éventuelle entre les expositions et les effets observés.

6.3.6 Risque d'anomalies congénitales autour des UIOM.

- Contexte et objectif

Une étude française récente a exploré la relation entre le risque de malformations congénitales et la présence d'incinérateurs dans la région Rhône Alpes.

- Populations et méthodes

L'étude a été conduite sur la région Rhône-Alpes (huit départements, 2879 communes) sur une période d'étude de dix années de 1988 à 1997 à partir du registre de malformations congénitales Centre Est (Lyon) existant depuis 1978 (10 995 cas de malformations répertoriées pour 727 276 naissances sur la période d'étude).

La liste des 70 UIOM ayant fonctionné au moins une année sur la période d'étude a pu être établie à partir de différents inventaires de l'ADEME avec leurs caractéristiques de fonctionnement, de technologie, leur ancienneté... Peu de mesures d'émissions étant disponibles, un groupe d'experts a classé l'ensemble des UIOM en 22 catégories homogènes en termes d'émissions de dioxines afin d'attribuer selon la méthode Delphi un indice de pollution à l'émission pour chaque catégorie.

A partir de cet indice à l'émission, de la hauteur de cheminée et de la rose des vents (estimée par le logiciel Aladin de Météo-France), le logiciel de dispersion atmosphérique (POLAIR) a ensuite été utilisé pour estimer la concentration ambiante de pollution pour chaque localisation de la zone géographique se situant en-dessous du nuage d'émissions des UIOM. Les connaissances analytiques disponibles indiquent qu'une contamination des milieux n'est plus observée au-delà de 10 km de l'incinérateur même pour les plus polluants. L'indice de pollution obtenu à 10 km de l'incinérateur le plus polluant a donc été considéré comme un seuil de non pollution et a permis de délimiter autour de chaque incinérateur la zone « exposée » (avec un découpage de cette zone suivant « l'indice de pollution ») de la zone non exposée. L'exposition des habitants de chaque commune est le produit de l'indice de pollution au « centroïde démographique » de la commune par la durée de fonctionnement de l'incinérateur (en cas de changement notable des indices de pollution à l'émission, un indice composite des différentes phase de fonctionnement a été créé.)

Des informations supplémentaires telles que la densité de population de 1990 et le revenu moyen net imposable par habitant de 1997 ont pu être recueillies pour chaque commune. De plus, des informations sur d'autres sources locales de pollution ont été obtenues comme l'intensité du trafic routier et la présence d'industrie polluante (présence qui s'est révélée par la suite très peu fréquente et a conduit à rendre cet indicateur inopérant).

La méthode d'analyse statistique utilisée est la régression de Poisson, adaptée selon deux objectifs différents : d'une part, l'estimation d'un risque relatif (RR) de malformations congénitales du groupe des populations « exposées » par rapport au groupe des populations « non exposées » en tenant compte d'informations telles que l'âge maternel, l'année de naissance, le revenu moyen des communes et la densité de population, et évaluation d'une relation dose-réponse entre exposition (à trois niveaux : faible/moyen/élevé) et risque de malformations congénitales avec l'ajustement supplémentaire sur le trafic routier.

L'analyse distingue quatre groupes de malformations congénitales : mineures, chromosomiques, monogéniques et « autres majeures » (majeures non chromosomiques et non monogéniques) et s'intéresse à 23 sous-groupes de malformations parmi les « autres majeures » : fentes orales, anomalies cardiaques, anomalies de fermeture du tube neural... L'analyse est réalisée sur deux ensembles de communes : l'ensemble des communes (2879 communes) et les communes de moins de 50 000 habitants (2872 communes).

- Résultats (18):

Les anomalies chromosomiques et les « autres malformations majeures » sont plus fréquentes chez les personnes résidant au voisinage d'incinérateurs de déchets. Cependant la signification statistique disparaît si on exclut les plus grosses communes. Concernant les sous groupes de malformations, un risque significativement plus élevé est constaté pour les fentes orales (1,29 ; [1,07-1,56]), les dysplasies rénales (1,51 ; [1,17-1,95]), les mégacôlons (1,44 ; [1,01-2,06]) et les anomalies urinaires (1,23 ; [0,96-1,57]) pour lesquelles une relation dose-réponse est observée.

Par ailleurs, le trafic routier et la densité de population se sont révélés être des cofacteurs importants du risque de malformation congénitale.

- Commentaires

Malgré le soin apporté à la définition des zones d'exposition, l'existence de biais ne peut être totalement éliminée (erreur de classification dans l'exposition ou présence d'un facteur de confusion résiduel). Ces premiers résultats appellent des études complémentaires.

6.4 Discussion générale et perspectives pour les études à venir

6.4.1 Les principales limites mises en relief par l'analyse des études existantes.

L'investigation des effets sanitaires liés aux émissions des incinérateurs est emblématique des difficultés rencontrées en épidémiologie environnementale. Ces difficultés sont liées aux modalités d'expression des risques environnementaux dans la population générale que l'on peut résumer ainsi :

- des expositions multiples et à faibles doses,
- des effets non spécifiques et multifactoriels, dont certains sont chroniques et à latence longue,
- des risques faibles, quand ils existent.

Toutes ces caractéristiques sont effectivement retrouvées dans la problématique qui nous intéresse. On pourra y ajouter d'autres caractéristiques de nature à compliquer les études : les populations exposées sont souvent de petite taille et il existe souvent dans leur environnement d'autres sources d'exposition à des polluants constituant autant de facteurs de confusion potentiels. En conséquence, les études décrites ci-dessus ne manquent pas d'être confrontées aux limites méthodologiques habituellement décrites pour les études d'épidémiologie environnementale.

Tout d'abord en ce qui concerne les méthodes mises en œuvre, le caractère le plus souvent exploratoire du questionnaire posé et la faiblesse du risque attendu conduisent le plus souvent à envisager des études que l'on qualifiera ici d'écologiques (étude de mortalité, d'incidence...) par opposition aux études analytiques. On relève ainsi que pratiquement toutes les études présentées peuvent être classées comme écologiques géographiques au moins en ce qui concerne l'estimation de l'exposition à l'exclusion de l'étude cas-témoins des cancers du poumon de Biggeri et al (ch. 6.2.1) à Trieste et de la poursuite de l'étude des LNH de Viel et al à Besançon par une étude cas-témoin (ch. 6.2.6).

Ce choix méthodologique confère immédiatement à ces études un certain nombre de faiblesses et de limites qui concernent principalement l'estimation de l'exposition. On peut ainsi citer les éléments suivants que l'on retrouve la plupart du temps dans ces études :

- absence de description des caractéristiques des incinérateurs (date de mise en service, type de déchets incinérés, ...) et surtout de leur évolution dans le temps ce qui rend difficile les comparaisons entre les études et dilue les expositions les plus fortes dans les études d'incidence rétrospectives ou dans les études multicentriques ;
- absence de description des autres sources polluantes dans la ou les zones d'études ;
- caractérisation de l'exposition par la simple mesure de la distance et donc l'absence de prise en compte des données de vent et des autres voies d'exposition comme la consommation de produits locaux qui peut s'avérer déterminante dans le cas des dioxines ;
- l'absence de prise en compte de l'histoire résidentielle des populations.

Au regard de ces critères, il faut noter que l'étude de Chevrier et al s'est distinguée des études précédemment publiées pour déterminer des zones d'exposition plus proche de la réalité par la construction d'un score d'émission et la modélisation des rejets. Il en est de même de l'étude cas-témoins menée à Besançon et publiée prochainement par Floret et al (détermination à partir d'un découpage infra-communal de trois zones d'exposition contrastées dans la zone de modélisation du panache à partir de mesure d'émission).

En ce qui concerne des effets sanitaires, on peut s'interroger sur la qualité du recueil et sa constance au cours du temps (spécificité des causes de mortalité pour certains cancers, complétude de certains registres...).

Enfin, le délai à considérer entre le début de l'exposition et la survenue des cancers est difficile à fixer au vu de la littérature et peut être sous estimé pour les cancers de l'adulte (délais habituels de dix ans).

L'ensemble de ces éléments entraîne des biais dont les conséquences sur les résultats peuvent être de deux ordres. Les biais différentiels qui risquent d'entacher d'erreur le sens de la relation observée peuvent être réduits par une meilleure prise en compte des facteurs de confusion éventuels notamment ceux attachés aux conditions socio-économiques. Mais, il est plus difficile de lutter dans ce type d'étude contre les biais non différentiels (erreur aléatoire de classement dans l'exposition par exemple) qui entraînent une dilution des risques pouvant être mis en évidence.

6.4.2 Perspectives pour les études à venir

– Le choix du type d'étude

Une étude associant une étude d'incidence puis une étude analytique devrait être privilégiée (étude ambidirectionnelle ou nested design). Ce concept ambidirectionnel est le plus fréquent des designs hybrides car il combine avantageusement les deux types d'études lors de l'investigation de cas rares soumis à une exposition chronique. Il comporte ainsi deux phases :

– Une première phase permettant de :

1. mesurer l'incidence dans deux populations différentes ;
2. faire une première mesure de la force d'une association entre exposition et incidence (SIR ou SMR).

– Une seconde phase analytique recourant le plus souvent à un design cas - témoins.

Conceptuellement ces deux designs sont intriqués et la difficulté la plus souvent rencontrée est de gérer les définitions du « cas » et du « facteur exposition » pertinente pour les deux phases, permettant d'identifier à la fois l'incidence du problème de santé puis de déterminer le nombre de « cas » à inclure, nécessaires à une puissance statistique suffisante, dans la phase cas-témoins.

En pratique, l'étude comprend après l'évaluation de l'incidence, une analyse intermédiaire permettant d'estimer la force d'association. Si la force de l'association trouvée persiste à l'analyse des éventuels facteurs de confusion ou biais rencontrés, la poursuite vers la phase analytique est envisagée.

– Choix du type d'incidence des effets sanitaires : mortalité ou morbidité ?

Le recours à des systèmes d'enregistrement en place permet d'éviter d'avoir à mettre sur pied de lourdes études prospectives sur l'incidence des effets sanitaires ciblés. Nous disposons aujourd'hui des données des registres de cancers généraux ou spécifiques ou celles de certains registres spécifiques tels que celui sur les anomalies congénitales présent en Rhône Alpes.

La seule recommandation est donc de développer les études de morbidité à partir des registres déjà en place. En effet, n'étudier que la mortalité comporte en elle-même d'importantes limites : imprécision sur le caractère secondaire ou primaire pour certaines localisations, indicateur peu informatif pour les localisations ayant une bonne survie, etc...

– La définition de la période d'exposition

Les pathologies liées en particulier à une bio-accumulation nécessitent un temps d'induction assez long (temps d'exposition nécessaire pour déclencher un processus pathologique). Par ailleurs pour toutes les pathologies, il existe un temps de latence défini comme le temps nécessaire pour que le processus pathologique soit détectable. Cette période souvent appelée de façon globale « temps de latence » peut être relativement longue mais est surtout très variable et en pratique rarement connue car plus difficile à cerner et fonction de multiples autres facteurs : mobilité, activité professionnelle, etc...

A ce titre, les études qui pourraient être menées sur les populations d'enfants ou sur des pathologies malformatives ou anomalies du fœtus permet de raccourcir et simplifier le recueil de cette exposition.

– Privilégier les études multi-centriques

Dans ce type d'étude, il est nécessaire d'avoir une variabilité au sein d'une zone d'étude. Ainsi, au delà de l'avantage classique des études multicentriques qui est un gain de puissance, elle permettent, également en multipliant les zones (différentes populations d'UIOM différents), d'augmenter la probabilité d'avoir des expositions contraintes.

– Conforter les méthodes

Les différents points méthodologiques à conforter sont les suivants :

- Affiner la mesure de l'exposition dans le temps et l'espace ;
- Rechercher la maîtrise des facteurs de confusion ;
- Choisir les outils statistiques adaptés.



7. Recommandations pour l'étude des cancers

7.1 Populations d'étude

7.1.1 Sélection des départements selon l'existence d'un registre

Les départements où les sites potentiels de l'étude sont à rechercher sont donc ceux dotés d'un registre qualifié de cancers (généraux ou spécifiques) disposant d'un historique de données suffisant.

En 2002, il existe 21 registres du cancer qualifiés par le Comité National des Registres. Un registre est défini au sens du Comité National des registres (arrêté du 6 novembre 1995) comme étant « un recueil continu et exhaustif de données nominatives intéressant un ou plusieurs événements de santé dans une population géographiquement définie, à des fins de recherche et de santé publique, par une équipe ayant les compétences appropriées ».

Les registres des cancers réalisent un enregistrement actif des pathologies tumorales malignes.

– Il existe 13 registres généraux du cancer (ensemble des localisations tumorales) dont 10 en métropole couvrant 11 départements (figure 1) :

- Manche
- Calvados
- Somme
- Bas-Rhin
- Haut-Rhin
- Doubs
- Isère
- Hérault
- Tarn
- Loire-Atlantique – Vendée, ce dernier registre étant trop récent (1999)

– Il existe 8 registres spécialisés du cancer parmi lesquels le groupe a retenu les registres des tumeurs digestives et des hémopathies malignes (figure 2).

- tumeurs digestives
 - Calvados
 - Côte d'or – Saône et Loire
 - Finistère
- Hémopathies malignes
 - Côte d'Or
 - Gironde, ce dernier registre étant trop récent (2002)

7.1.2 Cas spécifiques des registres nationaux

Enfin, il existe deux registres nationaux concernant les cancers de l'enfant (l'un concernant les hémopathies malignes et l'autre, de création récente concernant les tumeurs solides). Les dioxines ne font pas partie des facteurs de risque environnementaux connus des hémopathies malignes de l'enfant. Cependant, les solvants sont reconnus comme facteurs de risque de ces pathologies. Il semble donc difficile d'écartier complètement l'hypothèse d'un lien entre les émissions d'UIOM et ces affections.

Le registre des hémopathies malignes de l'enfant couvre l'ensemble de la France métropolitaine et recueille les cas chez les moins de 15 ans depuis 1990 avec un nombre de cas par an de 5500 (1996-1999).

Le registre des tumeurs solides de l'enfant couvre l'ensemble de la France métropolitaine et recueille les cas chez les moins de 15 ans depuis 2001.

FIGURE 1 : Registres généraux des cancers

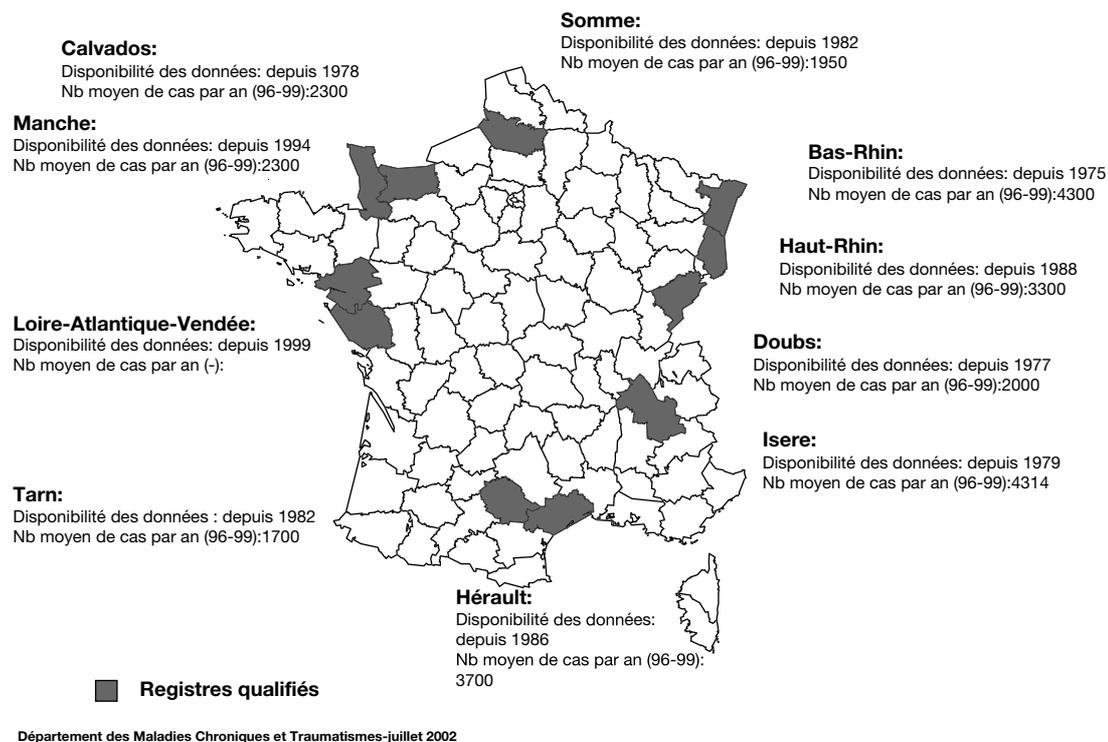
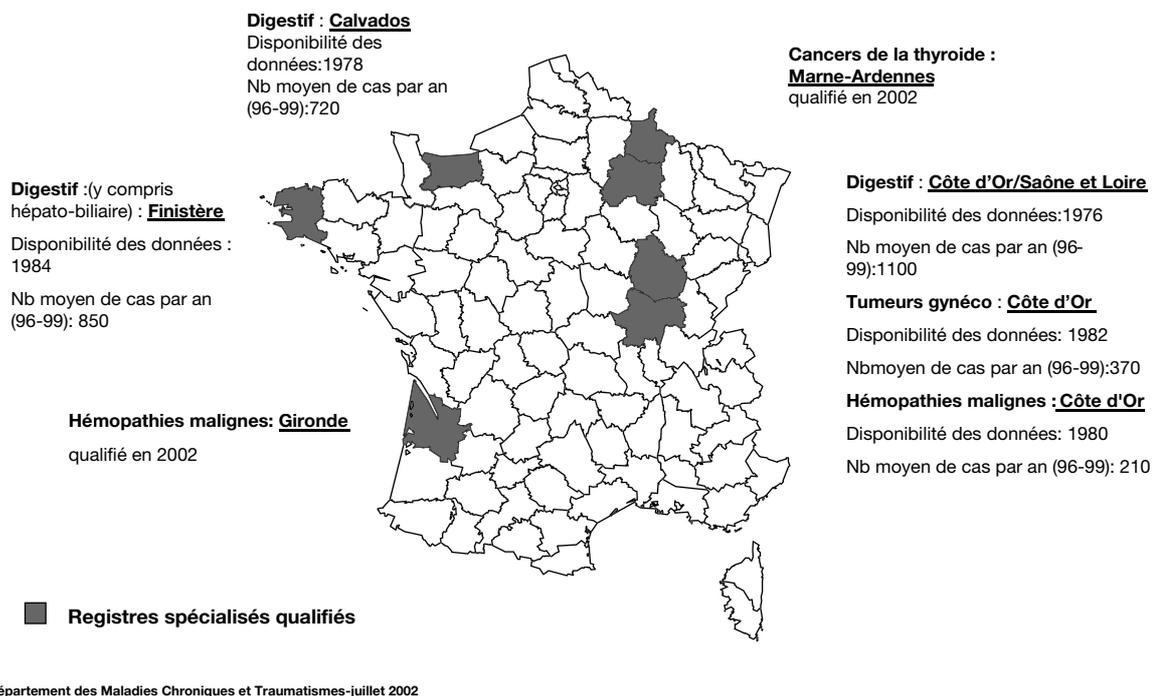


FIGURE 2 : Registres spécialisés des cancers en population générale - Situation en 2002



7.2 Recueil des informations sur les UIOM à inclure dans l'étude

Les départements susceptibles de rentrer dans l'étude sont au nombre de 12. Afin d'explorer la faisabilité de l'étude et de faire une sélection définitive des départements (en fonction du nombre d'incinérateurs, de la taille des populations exposées, de la période des émissions des UIOM par rapport à la période de recueil des données du registre...), il est nécessaire de rassembler l'historique des données disponibles sur l'ensemble des incinérateurs existant ou ayant existé dans ces départements. Le groupe a établi une liste des informations à recueillir dans un premier temps auprès des services compétents (cf annexe). Une demande a été transmise par le directeur général de l'InVS au Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (MEDD) qui a indiqué que ces données n'étaient pas immédiatement disponibles et nécessitaient un travail de recueil auprès des services locaux ayant été en charge de la surveillance de ces installations.

Il s'avère donc nécessaire d'inclure la phase de recueil des données sur les incinérateurs dans le protocole de l'étude à mettre en œuvre ce qui, bien entendu, nécessitera de prévoir du temps d'enquêteur et allongera d'autant les délais de réalisation de l'étude.

7.3 Méthode pour la mesure de l'exposition

Le groupe recommande d'adopter une méthode qui va permettre de modéliser au mieux les émissions (passées) des UIOM. Il recommande donc d'explorer plus avant la méthode mise en œuvre dans l'étude de Chevrier et al (cf 6.3.6) et d'en étudier la transposition et l'optimisation dans le contexte d'une étude sur les cancers.

7.3.1 Estimation des émissions par les UIOM

Alors que la plupart des études épidémiologiques évaluant un risque sanitaire autour d'incinérateurs définissent les zones exposées par des zones concentriques autour de la source, l'étude de Chevrier et al. repose sur la modélisation de panaches d'émissions.

En l'absence de mesures directes d'émissions de polluants pour toutes les UIOM, les UIOM ont été regroupées a priori en groupes homogènes en fonction de paramètres tels que l'ancienneté, le tonnage, le fonctionnement discontinu, le type de déchets traités, l'existence de tri préalable... Vingt-deux groupes ont ainsi été créés pour les dioxines.

Dans le but d'évaluer pour chacun de ces groupes un score d'émission de polluant, une procédure fondée sur l'utilisation d'« opinion d'experts » a été mise en place (Méthode Delphi). Tout d'abord, pour chaque groupe d'UIOM et chaque polluant, les experts attribuent individuellement une note entre 0 et 9. Après une ou plusieurs itérations, l'ensemble du comité trouve un consensus afin d'établir le score du groupe concerné.

7.3.2 Modélisation de la dispersion de la pollution autour des incinérateurs

La dispersion de la pollution à partir de l'UIOM est évaluée par un modèle de transport et de diffusion atmosphérique de polluant, mettant en relation différents paramètres d'émission caractérisant la source, et des paramètres météorologiques et géographiques locaux. Il existe deux types de modèles de dispersion atmosphérique : les modèles gaussiens (de première ou deuxième génération) et les modèles eulériens 3D (cf encadré 1). Le logiciel POLAIR utilisé dans l'étude de Chevrier et al est adapté aux sources polluantes ponctuelles et ne nécessite que peu de données d'entrée :

- la hauteur de cheminée de l'usine d'incinération
- le débit de pollution à la source, estimé par les notes de chaque polluant établies par le jury d'experts
- la rose des vents centrée au-dessus de la source, décrite par le pourcentage de vent selon trois vitesses et 18 directions estimées sur un an.

Il permet d'estimer en chaque point d'un quadrillage recouvrant la région autour de la source, la concentration du polluant en rejet chronique (en postulant une loi de dispersion gaussienne dans un repère à trois dimensions). Une simulation de la dispersion du polluant jusqu'à 10 km de l'incinérateur est suffisante. En effet, au-delà, les concentrations observées au sol sont considérées comme inférieures à un « bruit de fond » de pollution ambiante. Le maillage du quadrillage imposé par le logiciel est de 1000 m.

Encadré 1 : Description des modèles de dispersion atmosphérique.

1. Modèles gaussiens

- les plus utilisés dans les situations de sources fixes de pollution atmosphérique
- phénomènes décrits par des équations différentielles issues des lois de la mécanique des fluides
- conviennent à des sources ponctuelles qui ne sont pas entourées d'obstacles et de bâtiments.
- permettent de prédire les concentrations de polluants dans l'atmosphère d'une zone géographique donnée, compte tenu des caractéristiques de leur émission et selon une représentation mathématique de la cinétique de l'atmosphère et, pour certains, de la chimie de l'atmosphère.
- Ex : POLAIR, ISCST3 (Industrial Source Complex Short Term), ISCLT3 (Long Term), ISC-AERMOD (Scientific Software Group (SSG)), ARIA-Risk (ou APC-3).

Ces modèles sont adaptés à des situations bien définies.

La recherche actuelle s'oriente vers des modèles gaussiens de seconde génération, qui combinent la simplicité de formulation propre aux modèles gaussiens standards et les dernières avancées scientifiques (par exemple, prise en compte de la turbulence atmosphérique). Ex : AERMOD (US EPA), ADMS3 (CERC, Cambridge Environmental Research Center)

2. Modèles eulériens 3D

- pour des situations complexes telles que des zones de fort relief,
- lourds à mettre en œuvre
- performance élevée si le domaine de calcul est suffisamment maillé
- coût élevé en temps de calcul et en difficultés numériques
- Ex : ANSWER développé par la société ACRI, MERCURE ou ARIA Local distribué par Aria technologies ; FLUIDYN Panache, distribué par la société Transoft.

à usage souvent limité à la simulation de situations ponctuelles, caractéristiques d'un type de condition météorologique, pour lesquelles le calcul est effectué.

7.3.3 Seuil d'exposition

Une fois la dispersion de pollution modélisée autour de chaque incinérateur, l'exposition des zones géographiques est considérée comme présente au-delà d'un seuil de concentration. On fixe ce dernier comme étant égal à la plus élevée des concentrations à 10 km parmi tous les UIOM. Appliqué aux autres UIOM, ce seuil conduit donc à des zones exposées au polluants toutes contenues dans un cercle d'un rayon de 10 km. En-deçà de ce seuil la concentration est considérée comme un bruit de fond. Cette mesure n'a pas d'unité car elle est issue des scores de pollution établis par les experts. Elle est cependant assimilable à des concentrations de pollution exprimées en μ ou pg/m^3 .

7.3.4 Définition des zones exposées et des zones non exposées

Dans l'étude de Chevrier et al. l'échelle de précision de la zone géographique est communale. En effet, bien que le maillage de dispersion de pollution soit de 1000 m, les données de santé obtenues dans le cadre de cette étude n'ont été recueillies qu'à l'échelle de la commune.

Une amélioration consisterait à utiliser les îlots ou les IRIS, tels que définis par l'INSEE. Cette approche a été initiée par Floret et al. et permet d'évaluer la différence d'exposition éventuelle entre les rues d'une même commune ou les quartiers d'une même ville. Elle suppose l'utilisation d'un système d'information géographique, d'une part pour géocoder les cas de cancers (parfaitement possible si les moyens suffisants sont mis en œuvre pour retourner dans les dossiers cliniques, comme le prouve l'étude de Floret et al.), et d'autre part pour caractériser chacun de ces îlots en termes d'exposition (situés ou non sous le panache de concentration supérieure au seuil).

Une autre difficulté rencontrée par Chevrier et al. lors de l'évaluation de l'exposition est posée par le logiciel POLAIR. En effet, il ne permet de donner des concentrations ambiantes de polluants qu'à chaque point du

maillage, c'est-à-dire tous les 1000 m au nord, sud, est et ouest de la source. Ainsi, pour extrapoler les concentrations estimées des autres points différents du quadrillage, ces auteurs ont utilisé des propriétés simples de géométrie dans l'espace avec les équations de plan. Ces difficultés pourraient être contournées par l'utilisation de modèles géostatistiques (krigeage en particulier).

7.4 Autres indicateurs à inclure dans l'analyse

Le groupe a donné la liste suivante (non exhaustive) :

- Indice de déprivation
- Densité urbaine
- Trafic routier
- Autres industries polluantes
- Indicateurs de la consommation alimentaire des produits locaux.

7.5 Analyse statistique des données

7.5.1 Comparaisons géographiques et temporelles :

Elles s'effectueront entre les populations des zones « non exposées » et les populations des zones « exposées », et entre les populations des zones « exposées » avant et après la mise en marche de l'incinérateur exposant.

Il sera fait appel à la méthode de standardisation indirecte donnant un premier aperçu de l'association entre le risque de cancers et l'exposition aux polluants. Dans la comparaison des risques entre zones, elle peut prendre en compte un ou deux facteurs de confusion (grâce à la standardisation) lorsque les effectifs le permettent.

Ces comparaisons entre zones (périodes) exposées et zones (périodes) non exposées pourraient bénéficier a posteriori des résultats de l'analyse descriptive de l'incidence dans la zone géographique (département) utilisant un découpage de type administratif (canton ou commune). Une telle analyse permet en effet de vérifier l'homogénéité des zones définies sur la notion d'exposition.

7.5.2 Analyse de régression écologique multivariée

Une analyse multivariée autorise la prise en compte d'un plus grand ensemble de facteurs de confusion et d'évaluer le lien entre les niveaux d'exposition à la pollution et le risque de cancer (en observant la relation « dose-réponse »). Elle pourrait porter sur l'ensemble des unités spatiales élémentaire (les IRIS par exemple, plus petite unité géographique pour laquelle des variables socio-économiques existent ; ou bien les îlots avec les IRIS à un niveau hiérarchique supérieur dans une analyse multi-niveau). Puisque la variable à expliquer est une variable de « comptage » (nombre de cancers), la régression de Poisson est indiquée.

En cas de dispersion des données plus forte que celle prédite dans le modèle (lorsque les observations ne sont pas toutes indépendantes par exemple), cette sur-dispersion serait corrigée (pour estimer convenablement les écart-types et les intervalles de confiance des paramètres) dans le cadre d'un modèle linéaire généralisé.

7.5.3 Enquête cas/témoins

Comme décrit par Floret et al. (39), il pourrait être tiré parti des données de recensement de 1990 et 1999, définies au niveau de l'îlot pour tirer au sort des témoins, dont le géocodage aurait donc la précision d'un pâté de maison. Un appariement sur l'âge et le sexe serait effectué. La variable explicative serait donc l'exposition (définie à partir des lieux de résidence) et un ajustement sur les variables socio-économique de l'IRIS pourrait être fait dans le cadre d'un modèle logistique multi-niveaux. Les avantages de cette

approche sont d'être fondée sur des données individuelles et de présenter une grande puissance statistique (le nombre de témoins appariés à chaque cas peut-être important car issus d'une base de sondage existante).

7.5.4 Autres extensions de l'étude

En fonction des résultats obtenus dans les 12 départements sur les cancers de l'enfant, il pourra être jugé pertinent d'étendre l'étude à l'ensemble du territoire puisque les deux registres concernés couvrent la France. Cela nécessiterait de recueillir une information complète sur la localisation et les caractéristiques des incinérateurs français.

7.6 Organisation de l'étude, délais et moyens nécessaires

Seule la première phase de l'étude est décrite ici, la mise en place et les modalités de l'étude analytique étant conditionnées par les résultats de l'étude d'incidence.

Sans entrer dans l'élaboration du protocole qui n'est pas l'objet de ce rapport, différentes étapes peuvent cependant être distinguées :

1. La mise en place des partenariats, des financements et la rédaction d'un pré-protocole. Cette étape ne doit pas être négligée car, au delà de l'équipe pluridisciplinaire mise en place pour coordonner l'étude, cette étude implique la participation de multiples intervenants parmi lesquels on peut citer notamment : les DRIRE couvrant les départements concernées pour la recherche et la documentation des UIOM, une équipe d'experts et de modélisation (à ce titre, les experts et le bureau d'étude ayant réalisé la phase d'expertise des incinérateurs en Rhône Alpes pourront être sollicités), les registres du cancers concernés.
2. La rédaction d'un protocole détaillé et la constitution du dossier CNIL.
3. Le recueil des informations sur les UIOM à inclure dans l'étude (l'envoi d'enquêteurs dans les 12 départements sera nécessaire).
4. L'expertise des incinérateurs et la modélisation des panaches.
5. Le recueil des informations sur les cas auprès des registres voire dans les dossiers médicaux pour le géocodage des adresses.
6. Le recueil des informations démographiques et concernant les autres indicateurs à inclure dans l'analyse.
7. L'analyse et la rédaction du rapport.

Les étapes 1 et 2 se succèdent, les étapes 3 à 6 peuvent être concomitantes, l'étape 7 est l'étape finale.

Compte tenu des délais nécessaires pour ces différentes étapes, la durée totale de l'étude serait comprise entre 24 et 36 mois, à l'issue de l'étape 1.

Cette durée ainsi que le budget de l'étude sont dépendants :

- de la facilité d'accès aux dossiers qui sera offerte aux enquêteurs pour la recherche et la documentation des incinérateurs ;
- du nombre d'incinérateurs à documenter ;
- du nombre d'incinérateurs à expertiser et dont les panaches seront à modéliser ;
- du nombre de cas pour lesquels il faudra consulter les dossiers médicaux ;
- de la difficulté à recueillir les données concernant les autres indicateurs sélectionnés dans l'étude et à les mettre en forme pour l'analyse.



8. Recommandations pour l'étude des effets sur la reproduction

8.1 Poursuite des études sur les malformations congénitales

L'étude géographique des taux de malformations congénitales autour des 70 UIOM de Rhône Alpes présentée au chapitre 6.3.6 sera poursuivie par une étude cas-témoins portant plus précisément sur les uropathies obstructives et les dysplasies rénales. L'objectif sera de confirmer et préciser le rôle conjoint des expositions aux rejets d'UIOM et du trafic automobile. Cette étude inclura 240 cas de malformations du système urinaire enregistrés entre 2001 et 2004 dans le registre Centre-Est de malformations congénitales et les centres de diagnostic prénatal et 240 témoins recrutés en maternité. Un court questionnaire sera administré à la mère au cours d'un entretien téléphonique et portera sur les caractéristiques socio-démographiques de la famille, l'histoire obstétricale, les lieux de résidence et de travail au début de la grossesse, la consommation d'alcool et de tabac, la consommation de produits alimentaires locaux. Un indice d'exposition individuel aux émissions d'UIOM au cours du premier trimestre de la grossesse tenant compte du budget espace-temps sera calculé par modélisation spatiale. L'exposition à la pollution automobile sera estimée par l'indice ExTra mis au point par l'INRETS. Les analyses statistiques multivariées recherchant les relations dose-réponse et les effets conjoints (additifs ou multiplicatifs) des deux sources de pollution seront effectuées à l'INSERM U435.

8.2 Pertinence d'investiguer d'autres effets

L'étude de Staessen et al donne des premières indications sur un impact possible des rejets des UIOM sur le processus de maturation sexuelle. Le groupe recommande de faire une évaluation critique de la littérature sur ce point et d'étudier la pertinence et la faisabilité d'investiguer ces effets dans une population d'adolescents résidant autour d'UIOM fortement émettrice de PCB et de substances dioxin-like.



9. Perspectives pour d'autres travaux et la poursuite de la démarche

9.1 Les études en milieu professionnel

Bien que l'étude des risques en milieu professionnel ne rentrait pas dans le mandat du groupe et malgré les difficultés méthodologiques évoquées dans la bibliographie (effectifs faibles), celui-ci préconise néanmoins de s'intéresser à cette population à deux titres :

1. il s'agit d'une population particulièrement exposée, tant par des modalités d'exposition spécifiques que par des niveaux de concentration des polluants particuliers dans les milieux de travail. De plus, ces populations peuvent cumuler une exposition professionnelle et une exposition environnementale pour les travailleurs résidant à proximité de l'incinérateur.
2. les connaissances issues d'études menées chez les professionnels peuvent orienter les études à mener auprès de la population générale.

Le groupe recommande donc que la réflexion sur les travaux épidémiologiques à mener soient prolongée pour la population des travailleurs en faisant appel à des experts du domaine qui pourraient notamment faire le point des travaux en cours, de leurs difficultés, de leurs enseignements et se prononcer sur la pertinence de les prolonger ou les étendre.

9.2 Quelle surveillance sanitaire pour les riverains

Le rapport de la SFSP avait recommandé qu'une « surveillance » des riverains des UIOM soit mise en place.

Quelques années plus tard, cette recommandation semble toujours d'actualité. Les études déjà effectuées ainsi que celles qui seront mises en œuvre à l'issue des travaux de ce groupe et du groupe chargé des études sur l'exposition aux dioxines apporteront des éléments permettant d'orienter cette surveillance.

Le groupe recommande donc que la réflexion sur la surveillance soit reprise à la lumière des conclusions des différentes études.

D'ores et déjà, le groupe suggère de porter la réflexion sur les points suivants :

- pertinence d'utiliser les registres assurant la surveillance des cancers de l'enfant pour mettre en place une surveillance autour des UIOM les plus polluantes ;
- pertinence de prolonger les études sur les malformations congénitales en Rhône Alpes par une surveillance de ces pathologies autour de certains sites de cette région ;
- pertinence de surveiller à un niveau national, certaines localisations cancéreuses reconnues ou soupçonnées être liées aux émissions des UIOM mais aussi à d'autres polluants industriels permettant de mettre en place non seulement des systèmes de surveillance autour des sites émetteurs de polluants cancérigènes mais aussi des études épidémiologiques.

9.3 Lymphomes et dioxines

Les lymphomes non hodgkiniens sont, avec les tumeurs du cerveau, les pathologies pour lesquelles un lien avec une origine environnementale est le plus souvent évoqué. L'incidence des lymphomes augmente de 3,5 % (3,82 chez l'homme et 3,46 chez la femme) par an depuis 20 ans et c'est aujourd'hui le 6^{ème} cancer

le plus fréquent aussi bien chez l'homme que chez la femme en termes d'incidence avec 9908 cas par an en France (40). Il est plus fréquent que le cancer du foie, du rein, le mélanome, les leucémies. Cette pathologie, grave et fréquente, touche toutes les tranches d'âge.

Des études en populations professionnelles exposées aux dioxines (usines de pesticides) ont montré un nombre de cas anormalement élevé de lymphomes et de sarcomes des tissus mous. On connaît par ailleurs le potentiel cancérigène de la famille des dioxines et furanes, substances rejetées en quantité importantes par les incinérateurs dans les 20 ou 30 dernières années. L'étude de JF Viel à Besançon (1) a mis en évidence un excès de cas statistiquement significatif de lymphomes de 27 %, essentiellement dans la période la plus récente (1991-1995), dans une population exposée aux émissions d'un incinérateur. Cette investigation locale est poursuivie et complétée dans une étude à paraître en juillet 2003.

Par ailleurs, le groupe 2 coordonné par l'AFSSA et l'InVS va étudier le lien éventuel entre une exposition aux émissions des incinérateurs et l'imprégnation aux dioxines.

D'un côté, il existe donc des arguments sérieux pour suspecter un lien entre lymphomes et exposition aux incinérateurs, de l'autre, le lien entre imprégnation aux dioxines et exposition aux incinérateurs va être étudié. Il apparaît donc également nécessaire, pour compléter les connaissances, d'investiguer le lien éventuel entre lymphomes et imprégnation aux dioxines. Les dioxines s'accumulant dans les tissus lipidiques tout au long de la vie avec pour seule voie d'élimination l'allaitement, et le taux plasmatique reflétant relativement bien cette imprégnation, l'établissement d'un tel lien, s'il existe, est tout à fait envisageable. Une étude de grande envergure permettant de comparer les taux plasmatiques de dioxine chez des cas et des témoins pourrait répondre à cette question. Les arguments semblent réunis pour lancer ce travail sans attendre, ce qui permettrait d'enrichir ou de contrer l'hypothèse de causalité entre dioxines et lymphomes.



10. Liste des références

- (1) **Viel JF, Arveux P, Baverel J, Cahn JY.** Soft-tissue sarcoma and non-Hodgkin's lymphoma clusters around a municipal solid waste incinerator with high dioxin emission levels. *Am J Epidemiol* 2000; 152(1):13-19.
- (2) SFSP (Société Française de Santé Publique). L'incinération des déchets et la santé publique : bilan des connaissances récentes et évaluation du risque, collection santé et société n°7, 1999, 368p.
- (3) **Thoumelin P,** Actualisation de la bibliographie relative aux effets sanitaires de l'incinération des déchets ménagers. Réseau Santé Déchets. 2002. 95 p.
- (4) **Hu SW, Shy CM.** Health Effects of Waste Incineration : A Review of Epidemiologic Studies. *J Air Waste Manag Assoc* 2001; 51:1100-1109.
- (5) **Ames BN, McCann J, Yamasaki E.** Methods for detecting carcinogens and mutagens with the Salmonella/mammalian-microsome mutagenicity test. *Mutat Res* 1975; 31(6):347-364.
- (6) **DeMarini DM.** Induction of mutation spectra by complex mixtures: approaches, problems, and possibilities. *Environ Health Perspect* 1994; 102 Suppl 4:127-130.
- (7) **Victorin K., Stahlberg M., Ahlborg U.G.** Emission of mutagenic substances from waste incineration plants. *Waste Manage Res*, 1988, 6 : 149-161.
- (8) **Kamiya A., Ose Y.** Mutagenic activity and PAH analysis in municipal incinerators. *Sci Total Environ*, 1987, 61:37-49.
- (9) **Shy CM, Degan D, Fox DL, Mukerjee S, Hazucha MJ, Boehlecke BA** et al. Do waste incinerators induce adverse respiratory effects? An air quality and epidemiological study of six communities. *Environmental Health Perspectives* 1995; 103(7-8):714-724.
- (10) **Zmirou D, Parent B, Potelon JL.** [Epidemiologic study of the health effects of atmospheric waste from an industrial and household refuse incineration plant]. *Rev Epidemiol Sante Publique* 1984; 32(6):391-397.
- (11) **Hu SW, Hazucha M, Shy CM.** Waste incineration and pulmonary function: an epidemiologic study of six communities. *J Air Waste Manag Assoc* 2001; 51(8):1185-1194.
- (12) **Williams FL, Lawson AB, Lloyd OL.** Low sex ratios of births in areas at risk from air pollution from incinerators, as shown by geographical analysis and 3-dimensional mapping. *Int J Epidemiol* 1992; 21(2):311-319.
- (13) **Lloyd OL, Lloyd MM, Williams FL, Lawson A.** Twinning in human populations and in cattle exposed to air pollution from incinerators. *Br J Ind Med* 1988; 45(8):556-560.
- (14) **Rydstroem H.** No obvious spatial clustering of twin births in Sweden between 1973 and 1990. *Environ Res* 1998; 76(1):27-31.
- (15) **Jansson B, Voog L.** Dioxin from swedish municipal incinerators and the occurrence of cleft lip and palate malformations. *International Journal of Environmental Studies* 1989; 34:99-104.
- (16) **Staessen JA, Nawrot T, Hond ED, Thijs L, Fagard R, Hoppenbrouwers K** et al. Renal function, cytogenetic measurements, and sexual development in adolescents in relation to environmental pollutants: a feasibility study of biomarkers. *Lancet* 2001; 357(9269):1660-1669.
- (17) **Den Hond E, Roels HA, Hoppenbrouwers K, Nawrot T, Thijs L, Vandermeulen C** et al. Sexual Maturation in Relation to Polychlorinated Aromatic Hydrocarbons: Sharpe and Skakkebaek's Hypothesis Revisited. *Environ Health Perspect* 2002; 110(8):771-776.

- (18) **Chevrier C, Robert-Gnansia E, Lorente C, Cordier S.** Risque de malformations congénitales autour des incinérateurs d'ordures ménagères. *Revue d'Epidémiologie et de Santé Publique*, 50(S4):1S62-1S63, 2002.
- (19) **Elliott P, Hills M, Beresford J, Kleinschmidt I, Jolley D, Pattenden S** et al. Incidence of cancers of the larynx and lung near incinerators of waste solvents and oils in Great Britain. *Lancet* 1992; 339(8797):854-858.
- (20) **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(7):750-754.
- (21) **Elliott P, Shaddick G, Kleinschmidt I, Jolley D, Walls P, Beresford J** et al. Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. *Br J Cancer* 1996; 73(5):702-710.
- (22) **Elliott P, Eaton N, Shaddick G, Carter R.** Cancer incidence near municipal solid waste incinerators in Great Britain. Part 2: histopathological and case-note review of primary liver cancer cases. *Br J Cancer* 2000; 82(5):1103-1106.
- (23) **Michelozzi P, Fusco D, Forastiere F, Ancona C, Dell'Orco V, Perucci CA.** Small area study of mortality among people living near multiple sources of air pollution. *Occup Environ Med* 1998; 55(9):611-615.
- (24) **Knox E.** Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill sites. *Int J Epidemiol* 2000; 29(3):391-397.
- (25) **Bresnitz EA, Roseman J, Becker D, Gracely E.** Morbidity among municipal waste incinerator workers. *Am J Ind Med* 1992; 22(3):363-378.
- (26) **Favata EA, Gochfeld M.** Medical surveillance of hazardous waste workers: ability of laboratory tests to discriminate exposure. *Am J Ind Med* 1989; 15(3):255-265.
- (27) **Ma XF, Babish JG, Scarlett JM, Gutenmann WH, Lisk DJ.** Mutagens in urine sampled repetitively from municipal refuse incinerator workers and water treatment workers. *J Toxicol Environ Health* 1992; 37(4):483-494.
- (28) **Gustavsson P.** Mortality among workers at a municipal waste incinerator. *Am J Ind Med* 1989; 15(3):245-253.
- (29) **Gustavsson P, Evanoff B, Hogstedt C.** Increased risk of esophageal cancer among workers exposed to combustion products. *Arch Environ Health* 1993; 48(4):243-245.
- (30) **Rapiti E, Sperati A, Fano V, Dell'Orco V, Forastiere F.** Mortality among workers at municipal waste incinerators in Rome: a retrospective cohort study. *Am J Ind Med* 1997; 31(5):659-661.
- (31) **Watanabe S, Kitamura K, Nagahashi M, Waechter G, Takada T.** Health effects of chronic exposure of municipale waste incinerator workers to PCDD, PCDF, and co-PCB. *Organohalogen Compounds* 1999; 44:55-58.
- (32) NRC (National Research Council). *Waste incineration and public health*. 2000. ISBN 0-309-06371-X, Washington, DC. National Academy Press.
- (33) **Yoshida K, Ikeda S, Nakanishi J.** Assessment of human health risk of dioxins in Japan. *Chemosphere* 2000; 40(2):177-185.
- (34) **Nouwen J, Cornelis C, De Fre R, Wevers M, Viaene P, Mensink C** et al. Health risk assessment of dioxin emissions from municipal waste incinerators: the Neerlandquarter (Wilrijk, Belgium). *Chemosphere* 2001; 43(4-7):909-923.
- (35) **Domingo JL, Agramunt MC, Nadal M, Schuhmacher M, Corbella J.** Health risk assessment of PCDD/PCDF exposure for the population living in the vicinity of a municipal waste incinerator. *Arch Environ Contam Toxicol* 2002; 43(4):461-465.
- (36) **Barbone F, Bovenzi M, Cavallieri F, Stanta G.** Air pollution and lung cancer in Trieste, Italy. *Am J Epidemiol* 1995; 141(12):1161-1169.
- (37) **Challier B, Viel JF.** Pertinence et validité d'un nouvel indice composite français mesurant la pauvreté au niveau géographique. *Rev Epidemiol Sante Publique* 2001; 49(1):41-50.

- (38) **Draper GJ, Little MP, Sorahan T, Kinlen LJ, Bunch KJ, Conquest AJ et al.** Cancer in the offspring of radiation workers: a record linkage study. *BMJ* 1997; 315(7117):1181-1188.
- (39) **Floret N, Mauny F, Challier B, Arveux P, Cahn JY, Viel JF.** Dioxin emissions from a solid waste incinerator and risk of non-Hodgkin's lymphoma. *Epidemiology* 2002 (sous presse).
- (40) **Remontet L, Esteve J, Bouvier AM, Grosclaude P, Launoy G, Menegoz F et al.** Cancer incidence and mortality in France over the period 1978-2000. *Rev Epidemiol Sante Publique* 2003; 51(1 Pt 1):3-30.



11. Annexe

Liste des informations préliminaires sollicitées auprès du Ministère de l'Ecologie et du Développement durable concernant les incinérateurs existants ou ayant existé dans certains départements français.

L'objectif est de faire l'inventaire des UIOM ayant fonctionné dans les départements suivants depuis 1955.

- Manche
- Calvados
- Somme
- Bas-Rhin
- Haut-Rhin
- Doubs
- Isère
- Hérault
- Tarn
- Côte d'or
- Saône et Loire
- Finistère

Pour chaque incinérateur, les éléments d'information suivants sont sollicités.

- La localisation exacte (département, commune et adresse dans la commune)
- Date de mise en fonctionnement
- Capacité théorique en tonnes par heure
- Type de fonctionnement (continu ou intermittent)
- Type de déchets incinérés : ordures ménagères exclusivement, autres déchets (si oui, lesquels ?)
- Date de modifications notables dans le fonctionnement susceptibles d'influer sur le niveau de pollution (réduction ou augmentation de la capacité, traitement des fumées).
- Date de fermeture (éventuellement)
- Date et objet des différents arrêtés préfectoraux réglementant le fonctionnement.
- Services successivement chargés de l'inspection de l'Installation
- Des mesures de pollution à l'émission sont elles disponibles :
 - Pour les poussières
Régulièrement et à quelle fréquence ?, Sporadiquement, Pas du tout
 - Pour le CO
Régulièrement et à quelle fréquence ?, Sporadiquement, Pas du tout
 - Pour les dioxines
Régulièrement et à quelle fréquence ?, Sporadiquement, Pas du tout

Notes